# Alauda




Revue internationale d'Ornithologie

www.mnhn.fr/assoc/seof/



Volume 73 Numéro 4 Année 2005

Société d'Études Ornithologiques de France

Muséum National d'Histoire Naturelle

# ALAUDA

## Revue trimestrielle de la
## Société d'Études Ornithologiques de France

**RÉDACTION:**
Muséum National d'Histoire Naturelle - Laboratoire d'Écologie Générale
4, avenue du Petit-Château - F-91800 Brunoy

***Quetzalcom@libertysurf.fr***
***Tél: 01 47 30 24 48***



**Les publications de la S.E.O.F. sont indexées dans:** Current Awareness in Biological Sciences, B.O.U., Zoological Record, Ulrich's International Periodicals Directory, Electre, Geo-Abstracts, Biological Abstracts.



**AVIS AUX AUTEURS**

(les consignes aux auteurs sont disponibles sur notre site Internet (www.mnhn.fr/assoc/seof/)

La Rédaction d'*Alauda* désireuse de maintenir la haute tenue scientifique de ses publications, soumettra les manuscrits aux spécialistes les plus qualifiés et décidera en conséquence de leur acceptation et des remaniements éventuels. Avis en sera donné aux auteurs. La Rédaction d'*Alauda* pourra aussi modifier les manuscrits pour en normaliser la présentation. L'envoi des manuscrits se fera en deux exemplaires tapés à la machine en simple interligne, n'utilisant qu'un côté de la page et sans addition ni rature; les noms d'auteurs (bibliographie, texte) seront impérativement en minuscules. L'emplacement des illustrations (graphiques, tableaux...) sera indiqué en marge du texte.

**Pour les articles saisis de préférence sur ordinateurs PC et MACINTOSH™, il est conseillé d'envoyer à la rédaction des fichiers sous Word™, ou au format texte, accompagnés de deux sorties imprimantes. Les envois de fichiers par Internet doivent être également accompagnés de deux sorties papier. Les tableaux seront fournis sous forme de fichiers Word ou Excel. Les photos numériques sont acceptées si elles sont "shootées" en 24 bits).** Faute aux auteurs de demander à faire eux-mêmes la correction de leurs épreuves (pour laquelle il leur sera accordé un délai maximum de 8 jours), cette correction sera faite *ipso facto* par les soins de la Rédaction sans qu'aucune réclamation puisse ensuite être faite. *Alauda* ne publiant que des articles signés, les auteurs conserveront la responsabilité entière des opinions qu'ils auront émises.






Ce numéro d'*Alauda* a été réalisé par QUETZAL *COMMUNICATIONS* pour la SEOF.

HORIZONS - Dépôt légal: Décembre 2005
Commission Paritaire des Publications: n° 69897

*Couverture : Phargmite des joncs Acrocephalus schoenobaenus (© David Lédan)*

*FR ISSN 0002-461 (1 encart jeté abonnement)*



# ALAUDA

## Revue internationale d'Ornithologie

Nouvelle série

LXXIII | N° 4 | 2005

3717

*Alauda 73 (4), 2005 : 345-356*

# STATUT DE CONSERVATION EN 2003 DES OISEAUX COMMUNS NICHEURS EN FRANCE SELON 15 ANS DE PROGRAMME STOC

Romain JULLIARD & Frédéric JIGUET *

**Conservation status of common breeding birds in France: 15 years of STOC program.** This paper summarises results from 15 years of monitoring common birds in France (Programme STOC) by analysing population trends for the 97 most common species in the country. For each species reliability of trends are analysed by comparing to its supposed status in France (From the "Livre rouge") and results of CBS and BBS in the UK. Of the 97 analysed species 15 seem to be clearly declining: Grey Partridge (*Perdix perdix*), Stock Dove (*Columba oenas*), Hoopoe (*Upupa epops*), Tree Pipit (*Anthus trivialis*), Meadow Pipit (*Anthus pratensis*), Whinchat (*Saxicola rubetra*), Wood Warbler (*Phylloscopus sibilatrix*), Willow Warbler (*Phylloscopus trochilus*), Marsh Tit (*Parus palustris*), Willow Tit (*Parus montanus*), Magpie (*Pica pica*), Linnet (*Carduelis cannabina*), Bullfinch (*Pyrrhula pyrrhula*), Yellowhammer (*Emberiza citrinella*) and ReedBunting (*Emberiza schoeniclus*); 27 species show a small or not significant decline, 47 are more or less stable while 11 seem to be clearing increasing.


A.C. Zwaga : *Lanius collurio*

**Mots clés** : Conservation, Espèces nicheuses communes, Programme STOC, France.

**Key words**: Conservation, Common breeding birds, STOC program, France.

*Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, Case postale 51, 55 rue Buffon, 75005 Paris (julliard@mnhn.fr, fjiguet@mnhn.fr).

## INTRODUCTION

Les bilans annuels du programme national de Suivi Temporel des Oiseaux Commun (STOC) sont régulièrement publiés depuis 2001 (Julliard *et al.*, 2001; Julliard, 2001, 2002, Jiguet, 2001; Jiguet & Julliard 2002, 2003, 2004). Une présentation des objectifs du programme et du protocole est faite dans Julliard & Jiguet (2002). Les tendances à long terme ont été analysées systématiquement pour le volet capture de 1989 à 1998 (20 espèces concernées; Julliard *et al.*, 2001), puis au cas par cas dans les synthèses annuelles (voir références ci-dessus). L'analyse globale de ces tendances a par ailleurs permis de dégager des schémas généraux de déclin ; les espèces plutôt boréales déclinent plus fortement que les espèces plutôt méridionales et les espèces spécialistes déclinent plus fortement que les espèces généralistes (Julliard *et al.*, 2004a), alors que le réchauffement climatique semble bien avoir un impact important sur la dynamique des populations des espèces en déclin (Julliard et al. 2004b). Ces analyses reposaient sur les tendances des 79 espèces les mieux représentées dans l'ensemble du programme STOC de 1989 à 2001. Le détail de cette analyse espèce par espèce n'a jamais été publié et l'un des objectifs de cet article est de combler cette lacune. Outre la tendance entre 1989 et 2003, il s'agit également de déterminer pour chaque espèce l'originalité des tendances estimées par rapport à ce qui était connu jusqu'à maintenant, ainsi que le degré de confiance que l'on peut mettre d'une part dans les données STOC et d'autre part dans le fait que la tendance mesurée sur 15 ans reflète effectivement une tendance à long terme. Il s'agit donc d'une analyse critique des données STOC pour chacune des espèces suivies. Cependant, cet article ne prétend pas faire la synthèse de l'ensemble des connaissances sur l'évolution des effectifs en France de ces espèces. Enfin, cet article fait l'inventaire de l'ensemble des espèces dont le STOC-EPS devrait désormais permettre le suivi correct.

## MÉTHODES

Toutes les espèces détectées sur au moins 30 points d'écoute pour un total d'au moins 50 individus en 2003 (Jiguet & Julliard 2004 ; plus deux

Tableau I.– Espèces présentes sur plus de 30 points en 2003, effectif qui devrait être suffisant pour calculer des tendances à long terme, mais pour lesquelles le jeu de données ne permet pas de préciser la tendance entre 1989 et 2003. *Species contacted on more than 30 sites in 2003, a sample theoretically large enough to estimate long term trends but for which the data set does not provide a clear trend from 1989 to 2003.*

| Espèce | Nombre points | Effectif compté |
|---|---|---|
| Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* | 37 | 63 |
| Grèbe huppé *Podiceps cristatus* | 40 | 79 |
| Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo* | 56 | 201 |
| Aigrette garzette *Egretta garzetta* | 91 | 147 |
| Cygne tuberculé *Cygnus olor* | 40 | 115 |
| Tadorne de Belon *Tadorna tadorna* | 50 | 125 |
| Milan royal *Milvus milvus* | 51 | 63 |
| Busard des roseaux *Circus aeruginosus* | 67 | 94 |
| Busard Saint-Martin *Circus cyaneus* | 100 | 110 |
| Busard cendré *Circus pygargus* | 55 | 64 |
| Foulque macroule *Fulica atra* | 111 | 285 |
| Echasse blanche *Himantopus himantopus* | 30 | 75 |
| Chevalier gambette *Tringa totanus* | 37 | 62 |
| Œdicnème criard *Burrhinus oedicnemus* | 39 | 63 |
| Goéland leucophée *Larus michahellis* | 158 | 1023 |
| Goéland brun *Larus fuscus* | 41 | 253 |
| Sterne pierregarin *Sterna hirundo* | 52 | 130 |
| Pigeon biset *Columba livia* | 318 | 2669 |
| Martin-pêcheur d'Europe *Alcedo atthis* | 50 | 53 |
| Cochevis huppé *Galerida cristata* | 50 | 61 |
| Pipit rousseline *Anthus campestris* | 45 | 57 |
| Bergeronnette des ruisseaux *Motacilla cinerea* | 72 | 89 |
| Traquet motteux *Oenanthe oenanthe* | 81 | 120 |
| Grive litorne *Turdus pilaris* | 89 | 467 |
| Cisticole des joncs *Cisticola juncidis* | 206 | 251 |
| Fauvette pitchou *Sylvia undata* | 43 | 56 |
| Grand Corbeau *Corvus corax* | 71 | 99 |
| Bec-croisé des sapins *Loxia curvirostra* | 47 | 178 |

fauvettes paludicoles, par ailleurs très bien suivies par le STOC-capture) sont citées, en précisant les nombres de contacts (nombre de points d'écoute et effectifs). Ces espèces sont présumées correctement suivies par le programme STOC depuis son redéploiement en 2001. D'éventuelles réserves et précautions peuvent être précisées. Pour les espèces concernées, la tendance entre 1989 et 2003 est donnée ainsi que sa significativité (voir JULLIARD *et al.*, 2004b pour la méthode de calcul). Cette tendance est discutée au regard de ce que l'on sait du statut de conservation de chaque espèce en France (Livre Rouge, ROCAMORA & YEATMAN-BERTHELOT, 2000) ou chez nos voisins (en particulier Royaume-Uni, Crick et al. 2003). Enfin, pour les espèces présentant une tendance à l'augmentation ou au déclin - et cela constituera l'aspect le plus spéculatif de l'article - nous donnons notre avis sur les causes possibles de ces tendances et nos pronostics sur la poursuite de la tendance observée.


A.C. Zwaga - *Passer montanus*

## RÉSULTATS

Pour chaque espèce, les chiffres donnés sont le nombre de points d'écoute où l'espèce a été contactée (sur un total de 7400 points), le nombre total d'individus comptés en 2003, la tendance d'évolution entre 1989 et 2003 et son niveau de significativité statistique (ns: non significatif, P > 0.1; * : peu significatif , 0.1>P>0.01; ** : significatif, 0,01 > P > 0,001 ; ***: très significatif, P < 0,001). Les espèces pour lesquelles nous n'avons pas pu calculer de tendance entre 1989 et 2003 sont mentionnées dans le tableau I. Les tableaux II à IV font la liste synthétique des espèces en fort déclin (TAB. II), "à surveiller" (TAB. III) et en augmentation (TAB. IV).

**Héron cendré** *Ardea cinerea* (640, 923, +249% ***)
La tendance à l'augmentation chez cette espèce est conforme à ce qui est connu. L'amplitude de la hausse peut surprendre, mais nous n'avons pas d'explication sur les raisons d'un éventuel biais. Cette hausse est probablement liée à la reconstitution des effectifs depuis la protection de l'espèce, sans réelle compétition ni prédation, et bénéficiant de la bonne gestion des stocks piscicoles. C'est une espèce connue pour souffrir des hivers froids. Une partie de l'augmentation résulte peut être de la reconstitution des effectifs après les hivers 1985-86-87, de même que la tendance à long terme pourrait résulter du réchauffement climatique. Les effectifs devraient donc continuer à augmenter..

**Canard colvert** *Anas platyrhynchos*
(538, 1614, +37% ns)
L'absence de plan d'échantillonnage avant 2001 a pu particulièrement affecter les données pour cette espèce, les observateurs pouvant mettre en place leurs séries de points d'écoute à proximité de zones humides intéressantes... et donc non représentatives. Ce biais possible a dû disparaître avec l'introduction du tirage aléatoire depuis 2001. Notons que les renforcements de populations à des fins cynégétiques ont généralement lieu après la saison STOC et ne devrait pas trop affecter les comptages.

**Milan noir** *Milvus migrans* (345, 521, +24% ns)
Il y a peu d'éléments récents pour confirmer la tendance à l'augmentation de cette espèce, qui a cependant augmenté au cours du XX$^{e}$ siècle. C'est une espèce plutôt méridionale qui devrait faire partie de celles bénéficiant du réchauffement climatique, bien qu'elle puisse souffrir de l'utilisation de rodonticides.

**Épervier d'Europe** *Accipiter nisus* (82, 83, -69% *)
Malgré le faible nombre d'individus dans la base de données, l'espèce présente un déclin significatif entre 1989 et 2003. Même s'il faut se montrer prudent, ce déclin contraste avec la tendance à l'augmentation chez nos voisins. Si aucun élément ne vient corroborer ce déclin, il n'y a pas non plus d'évidence que l'Epervier ait augmenté comme on aurait pu s'y attendre. En particulier, les effectifs actuellement comptés sur le STOC apparaissent faibles : il y a un rapport de 1 à 10 entre les effectifs d'Épervier d'Europe et de Faucon crécerelle ou de Buse variable comptés sur le STOC en France, contre un rapport de 1 à 2 ou 3 en Grande-Bretagne pour le suivi équivalent.

**Buse variable** *Buteo buteo* (978, 1132, -17% ns)
La stabilité apparente de la Buse depuis 1989 contraste avec la situation chez nos voisins où l'espèce augmente fortement ; elle devrait pourtant bénéficier de la même manière des mesures de protection et du retrait des pesticides au DDT. Cette spécificité française pourrait-elle résulter de persécutions résiduelles sur

l'espèce ? Aucune indication dans ce sens mais la question mérite d'être posée.

**Faucon crécerelle** *Falco tinnunculus*
(570, 635, -28% ns)
Le léger déclin de cette espèce est conforme à sa tendance ouest-européenne attribuée à l'intensification de l'agriculture. Notons que l'espèce dépend d'une ressource présentant de fortes variations à large échelle spatiale. Le déclin observé pourrait donc être conjoncturel. On pourra rapidement écarter cette hypothèse si les effectifs de l'espèce n'augmentent pas dans les prochaines années.

**Perdrix rouge** *Alectoris rufa* (178, 247, -28% ns)
Le programme ne permet pas de mettre en évidence un déclin à long terme significatif, même si les effectifs comptés ont diminué de près d'un tiers en quinze années. Le déclin est supposé au moins pour les populations des espaces agricoles. Si l'intensification des pratiques agricoles est bien responsable du déclin de l'espèce, on devrait avoir un fort effet de l'habitat sur l'évolution des effectifs, ce qu'il sera bientôt possible d'étudier. Une autre question concerne l'importance des renforcements dans l'évolution des effectifs.

**Perdrix grise** *Perdix perdix* (164, 283, -54% ***)
Le déclin important de l'espèce est remarquablement similaire à celui estimé au Royaume-Uni. Si l'intensification de l'agriculture et, tout particulièrement le broyage quasi-systématique de fin de printemps des espaces ouverts non cultivés (bords de chemin, jachères par exemple) a certainement une lourde responsabilité, on peut s'interroger également sur l'opportunité de la poursuite de la chasse sur des populations aussi fragiles. Comme pour la Perdrix rouge, le rôle des renforcements dans la dynamique observée reste à déterminer.

**Caille des blés** *Coturnix coturnix* (121, 125, +8% ns)
Nous ne détectons pas le déclin annoncé chez cette espèce. Compte tenu des fortes variations d'effectifs observées d'une année à l'autre, il est vrai que toute tendance à long terme risque d'être masquée. Quelles sont les raisons de telles variations à court terme : arrivée plus ou moins précoce des chanteurs ; proportion variable des effectifs qui tentent de se reproduire ; déplacement important des effectifs nicheurs d'une année à l'autre ? Ces variations ont-elles influencé la perception d'un déclin récent de l'espèce ? Ces questions trouveront sans doute des éléments de réponse dans les prochaines années.

**Faisan de Colchide** *Phasianus colchicus*
(531, 605, +40% ns)
Pour cette espèce, c'est plus l'intensité du lâcher d'individus au printemps qui est mesurée que l'évolution d'une population reproductrice viable.

**Gallinule poule-d'eau** *Gallinula chloropus*
(227, 278, +55% ns)
On peut émettre pour cette espèce les mêmes réserves que pour le Canard colvert : les données 1989-2001 sont peu fiables, même si l'absence de tendance observée n'est pas surprenante.

**Vanneau huppé** *Vanellus vanellus* (110, 270, -21% ns)
Encore une espèce dont le déclin observé est conforme à ce que l'on savait. L'intensification de l'agriculture est sans doute responsable de ce déclin ; si rien n'est fait, on peut prévoir la disparition prochaine du Vanneau des plaines agricoles françaises. Un point d'interrogation concerne le fonctionnement des populations des paysages agricoles et des zones humides : sont elles indépendantes ou fonctionnent-t-elles en "source et puit" ? En d'autres termes restera-t-il quand même des vanneaux dans les zones humides ?

**Mouette rieuse** *Larus ridibundus*
(186, 1546, +263% **)
Les données pour cette espèce conduisent à deux difficultés : c'est une espèce très grégaire ce qui entraîne une forte variabilité des effectifs dénombrés, et des groupes importants peuvent se rencontrer loin des lieux de reproduction au printemps, ce qui renforce la variabilité des comptages. L'apparente augmentation des effectifs est donc peu fiable.

**Goéland argenté** *Larus argentatus*
(223, 1094, +28% ns)
Les données pour cette espèce comportent deux difficultés majeures en plus du grégarisme de l'espèce : d'une part l'absence de distinction entre Goélands argenté et leucophée avant 2001 et d'autre part, une proportion non négligeable des effectifs dénombrés concerne des groupes d'immatures non reproducteurs.

**Pigeon colombin** *Columba oenas* (90, 131, -57% *)
Le programme STOC confirme ce que de nombreux ornithologues pressentaient : les populations nicheuses de Pigeon colombin sont en diminution en France. Cette situation contraste avec celle florissante du Pigeon ramier en France et celle tout aussi florissante du Pigeon colombin en Grande-Bretagne. Soit les Colombins britanniques sont écologiquement différents de leurs homologues français, soit les Colombins français subissent une pression spécifique. Nous suggérons que le développement d'une forte population de Pigeon ramier hivernante a conduit à une intensification de la pression de chasse sur les colombidés hivernants. Si le Ramier semble être capable de prospérer dans ces conditions, entretenant du même coup cette pression de chasse, il est possible que le rythme de reproduction du Colombin ne permette pas de soutenir une telle pression, ce qui conduit à son déclin.

**Pigeon ramier** *Columba palumbus*
(3944, 7201, +45% *)
Comme en Angleterre où c'est désormais l'espèce la plus largement distribuée, le Pigeon ramier voit ses populations s'accroître en France. Il semble que ce soit lié au développement d'une population sédentaire, phénomène attribué à l'augmentation de la céréaliculture (maïs en particulier) et certainement favorisé par la succession d'hivers doux.

**Tourterelle turque** *Streptopelia decaocto*
(2100, 3338, +217% ***)
Les populations de Tourterelle turque sont donc toujours en forte progression, sur un rythme de croissance annuelle très régulier et similaire à celui constaté au Royaume-Uni.

**Tourterelle des bois** *Streptopelia turtur*
(1616, 2169, +9% ns)
Sans doute la meilleur nouvelle du programme STOC : le déclin de la Tourterelle des bois semble enrayé en France. Cette constatation est d'autant plus surprenante, que le déclin continue à un rythme soutenu chez nos voisins nordiques (Grande-Bretagne, Belgique, Pays-Bas).

**Coucou gris** *Cuculus canorus* (2264, 2584, -28% *)
Si le déclin du Coucou n'était pas jusqu'à maintenant soupçonné, il correspond tout à fait à ce qui est constaté en Grande-Bretagne. Les causes restent à élucider.

**Martinet noir** *Apus apus* (1251, 7376, -12% ns)
Une espèce dont la tendance à former des bandes génère beaucoup d'hétérogénéité dans les données. La tendance à long terme est donc peu fiable. Notons deux années récentes de diminution entre 2001 et 2003, et un déclin récent au Royaume-Uni.

**Guêpier d'Europe** *Merops apiaster* (71, 293, +132% *)
Les guêpiers s'observant souvent en bande, les données sont hétérogènes. Néanmoins, la progression bien connue de l'espèce semble être confirmée par les données STOC. On peut supposer que cette espèce méridionale bénéficie du réchauffement climatique.

**Huppe fasciée** *Upupa epops* (478, 527, -56% **)
Le déclin de la Huppe semble donc se confirmer, voire s'accélérer, et se place dans un contexte de déclin de l'espèce à l'échelle européenne. S'agit-il d'un nouvel effondrement mystérieux d'une espèce migratrice trans-saharienne à l'instar du Bruant ortolan ou de la Pie-Grièche à poitrine rose ? Fait-elle partie du cortège d'espèces spécialistes des milieux agricoles ne supportant pas l'intensification de l'agriculture ? Espèce plutôt thermophile, ne devrait-elle pas pourtant bénéficier du réchauffement climatique ? En tout cas, la poursuite du déclin entre 2001 et 2003 est inquiétant.

**Torcol fourmilier** *Jynx torquilla* (85, 97, -47% ns)
Les très faibles effectifs ne permettent pas d'obtenir une tendance très fiable. Néanmoins celle-ci est au déclin et s'inscrit donc dans la poursuite de l'effondrement des effectifs de l'espèce. On peut faire pour le Torcol, les mêmes remarques que pour la Huppe.

**Pic vert** *Picus viridis* (1433, 1536, +25% ns)
Le Pic vert montre une grande stabilité de ses effectifs en France. Ses effectifs croissent fortement au Royaume-Uni. Les craintes pour cette espèce ne semblent donc pas ou plus fondées.

**Pic noir** *Dryocopus martius* (141, 146, +66% ns)
L'augmentation importante des effectifs dénombrés est en accord avec l'expansion de l'aire de distribution de l'espèce notée en Europe de l'Ouest.

**Pic épeiche** *Dendrocopos major* (1056, 1177, +22% ns)
Une espèce qui se porte bien, à la fois en France et en Grande-Bretagne.

**Pic épeichette** *Dendrocopos minor* (72, 75, -73% *)
L'espèce montre un déclin important, même si le calcul de la tendance est basé sur de petits effectifs. Si l'ampleur de ce déclin peut surprendre, celui-ci est fort inquiétant et tout à fait similaire au déclin observé depuis 20 ans au Royaume-Uni.

**Alouette lulu** *Lullula arborea* (656, 786, +37% ns)
Le déclin soupçonné de l'espèce n'est pas confirmé par le STOC. L'espèce présente cependant des fluctuations importantes qui pourraient masquer pour l'instant toute tendance à long terme, qu'elle soit à la diminution ou à l'augmentation (fermeture des milieux, effet ZPS).

**Alouette des champs** *Alauda arvensis*
(1957, 3710, -16% ***)
C'est l'espèce symbole du déclin des oiseaux en milieu agricole. Les données STOC ne font que confirmer le lent mais très régulier déclin de l'Alouette des champs, à un rythme similaire à celui observé chez nos voisins. Il serait particulièrement intéressant de comparer les tendances dans les milieux agricoles et dans les milieux ouverts naturels (alpage, causses, dunes littorales).

**Hirondelle rustique** *Hirundo rustica*
(1755, 4975, -30% *)
Les données STOC confirment le déclin de l'Hirondelle rustique. Si ce déclin était pressenti par de nombreux ornithologues, le comportement grégaire des hirondelles rend les données particulièrement difficiles à analyser. La remise en cause du déclin récent de l'espèce au Royaume-Uni, où elle serait plutôt en augmentation ces dernières années, incite à la prudence.

**Hirondelle de fenêtre** *Delichon urbica*
(336, 1638, -41% *)
Comme l'Hirondelle rustique, cette espèce semble décliner fortement sur la période, mais compte-tenu de l'hétérogénéité des données, la fiabilité de cette tendance est faible. Cela dit, plusieurs observations anecdotiques suscitées par les résultats du STOC nous incitent à penser que ce déclin semble bien correspondre à la réalité nationale.

**Pipit des arbres** *Anthus trivialis* (594, 736, -44% *)
Une espèce qui décline aussi bien dans le réseau points d'écoute que dans le réseau capture, et dont la tendance est très similaire en Angleterre (alors qu'elle augmente dans le reste du Royaume-Uni). C'est une espèce susceptible de souffrir à la fois du réchauffement climatique et de la dégradation de ses habitats.

**Pipit farlouse** *Anthus pratensis* (202, 328, -41% *)
C'est une espèce en fort déclin, qui est à la fois en limite sud d'aire de distribution en France et spécialiste des milieux agricoles. Autant dire que si notre diagnostic est juste, cette espèce devrait rapidement disparaître des plaines françaises.

**Bergeronnette printanière** *Motacilla flava*
(370, 566, +71% **)
C'est la sous-espèce *flava* qui est principalement concernée par le STOC. Cette espèce fait figure d'exception puisque, plutôt en limite sud de distribution et présentant de forts effectifs en milieux agricoles, elle montre une franche augmentation sur la période. Cette attirance pour les milieux agricoles semble cependant récente et nous pourrions assister à un phénomène de colonisation d'un nouvel habitat plutôt qu'à une tendance résultant d'une amélioration des conditions écologiques pour l'espèce.

**Bergeronnette grise** *Motacilla alba*
(751, 929, +15% ns)
Une espèce stable, bien que l'on aurait pu s'attendre à un déclin suite aux changements de pratiques agricoles et pastorales.

**Troglodyte mignon** *Troglodytes troglodytes*
(3618, 4997, +30% ns)
L'espèce présente des fluctuations importantes communes au STOC-capture et -points d'écoute et qu'on retrouve quasi à l'identique au Royaume-Uni. Sur la période, la tendance est plutôt à l'augmentation, l'espèce bénéficiant sans doute du réchauffement climatique.

**Accenteur mouchet** *Prunella modularis*
(1223, 1414, -14% ns)
Le nombre de capture tend à diminuer alors que l'espèce est en légère croissance selon les points d'écoute. La tendance globale est à l'équilibre.

**Rougegorge familier** *Erithacus rubecula*
(3034, 3852, +82% **)
Une espèce en augmentation régulière, comme au Royaume-Uni, qui bénéficie très certainement du réchauffement climatique, notamment des hivers doux.

**Rossignol philomèle** *Luscinia megarhynchos*
(2238, 3142, -16% **)
Le Rossignol présente un déclin important selon le STOC-capture et une stabilité selon les point d'écoute. Nous suggérons que ce schéma pourrait refléter une différence régionale entre la moitié nord d'où proviennent l'essentiel des captures et où l'espèce pourrait être en diminution, et la moitié sud mieux représentée dans les points d'écoute, où l'espèce serait stable.

**Gorgebleue à miroir** *Luscinia svecica* (36, 50, -3% ns)
Cette espèce occupe des niches écologiques variables d'une région (et d'une sous-espèce) à l'autre (jeune ripisylve dans l'Est de la France, roselières souvent littorales dans le Nord-Ouest, marais salants, voire plaines agricoles dans l'Ouest (sous-espèce *namnetum*). Autant dire que la stabilité détectée ici, issue principalement des données-capture portant sur les deux sous-espèces ne présente pas une grande fiabilité.

**Rougequeue noir** *Phoenicurus ochruros*
(1017, 1221, -6% ns)
Une espèce plutôt stable dont on aurait pu s'attendre à ce qu'elle bénéficie plus franchement du réchauffement climatique.

**Rougequeue à front blanc** *Phoenicurus phoenicurus*
(201, 232, -21% ns)
L'espèce ne présente pas le déclin que l'on pouvait craindre. Néanmoins, les fluctuations importantes et un jeu de données restreint doivent inciter à la prudence. Notons que l'espèce est plutôt en augmentation ces dernières années au Royaume-Uni.

**Tarier des prés** *Saxicola rubetra* (104, 162, -60% *)
Le STOC révèle un déclin très rapide du Tarier des prés sur la période. Si ce déclin était soupçonné, il s'inscrit aujourd'hui parfaitement dans la tendance à la diminution des espèces de milieux agricoles et de répartition nordique. Comme pour le Pipit farlouse, c'est une espèce menacée de disparition à brève échéance des plaines françaises.

**Tarier pâtre** *Saxicola torquata* (809, 1090, +71% *)
Cette espèce progresse fortement sur la période, à un rythme comparable à celui observé au Royaume-Uni. Le Tarier pâtre est très sensible aux vagues de froids, et une partie de la hausse est sans doute liée à la reconstitution de ses effectifs après les hivers 1985-1987. D'une manière générale, nous soupçonnons l'espèce de profiter du réchauffement climatique. Signalé en déclin en Europe, il serait souhaitable de

distinguer la dynamique due aux variations climatiques de celle due à la dégradation de ces habitats.

**Grive musicienne** *Turdus philomelos*
(2475, 3000, +69% **)
La forte augmentation de l'espèce sur la période s'observe aussi bien sur le STOC-capture qu'à travers les points d'écoute ; elle contraste pourtant avec la situation en Grande-Bretagne où l'espèce a décliné au moins jusqu'à la fin des années 90. Nous proposons deux hypothèses pour expliquer ces différences : (i) l'espèce pourrait avoir une niche écologique différente en France (plus forestière) et en Grande-Bretagne (plus généraliste, en particulier plus répandue dans les bocages et dans les parcs et jardins) ; (ii) l'espèce pourrait bénéficier en France d'un relâchement de la compétition en hiver avec les grives migratrices hivernantes, qui semblent en diminution.

**Grive draine** *Turdus viscivorus* (851, 1025, -15% ns)
La Draine est plutôt stable sur la période, ce qui diffère de la plus ou moins franche augmentation de la Grive musicienne et du Merle noir. Or, en Angleterre, l'espèce est plutôt en diminution…

**Merle noir** *Turdus merula* (5533, 8841, +18% ns)
Présente une stabilité typique des espèces généralistes.

**Bouscarle de Cetti** *Cettia cetti* (271, 341, +227% *)
C'est une espèce connue pour sa sensibilité aux hivers froids. Décimées par les hivers 1985-86-87, c'est certainement la reconstitution des effectifs que nous observons depuis, lesquels semblent s'être stabilisés à partir de 1996. La stabilité est notamment remarquable de 2000 à 2003.

**Locustelle tachetée** *Locustella naevia* (47, 50, -30% ns)
L'espèce présente de fortes fluctuations et une tendance à la baisse peu fiable. Par ailleurs, l'absence de plan d'échantillonnage avant 2001 rend les données sur les passereaux paludicoles particulièrement peu sûres.

**Phragmite des joncs** *Acrocephalus schoenobaenus*
(34, 45, +191% ***)
L'espèce progresse fortement et de manière constante après un fort déclin soupçonné dans les années 80. Cette tendance se retrouve avec une amplitude moins marquée au Royaume-Uni.

**Rousserolle verderolle** *Acrocephalus palustris*
(27, 35, -38% ns)
L'espèce présente de fortes fluctuations avec une tendance à la baisse peu fiable, même si l'on peut s'attendre à un déclin prononcé pour cette espèce septentrionale spécialiste des milieux buissonnants humides.

**Rousserolle effarvatte** *Acrocephalus scirpaceus*
(82, 117, -22% *)
L'espèce est en déclin, principalement suite à deux diminutions successives dans le STOC-capture en 2001 et 2002. L'absence de plan d'échantillonnage pour le STOC-capture couplée à l'évolution rapide des milieux en roselières incite à la prudence sur la fiabilité de cette baisse. L'espèce est en augmentation sur la même période au Royaume-Uni.

**Hypolaïs polyglotte** *Hippolais polyglotta*
(641, 715, -20% ns)
L'espèce présente des tendances très contrastées entre le STOC-capture (en forte diminution) et le STOC-point d'écoute (stabilité). Cette espèce des milieux pionniers est particulièrement susceptible de ressentir l'inexorable vieillissement des milieux buissonnants suivis par le STOC-capture. L'hypothèse d'une stabilité semble plus crédible, d'autant plus que l'espèce, plutôt thermophile, devrait bénéficier du réchauffement climatique.

**Fauvette passerinette** *Sylvia cantillans*
(82, 109, -17% ns)
Une espèce stable, mais le calcul de la tendance est basé sur de petits effectifs.

**Fauvette mélanocéphale** *Sylvia melanocephala*
(286, 420, +60% *)
L'espèce semble en augmentation mais le calcul de la tendance est basé sur de petits effectifs pour la période 1989-2001.

**Fauvette orphée** *Sylvia hortensis*
(52, 62, +188% *)
L'espèce semble en augmentation mais le calcul de la tendance est basé sur de petits effectifs. Il faut donc rester prudent avant d'affirmer que la Fauvette orphée est en augmentation importante en France.

**Fauvette babillarde** *Sylvia curruca* (73, 81, +15% ns)
Si le STOC ne suggère pas de déclin pour cette espèce, le déclin préoccupant en Angleterre doit inciter à la prudence.

**Fauvette grisette** *Sylvia communis* (1162,1411,+4% ns)
Une espèce qui présente des fluctuations importantes d'effectifs, peut-être de manière cyclique. En diminution répétée depuis 2000.

**Fauvette des jardins** *Sylvia borin* (542, 603, -14% ns)
Plutôt en diminution selon le STOC-capture, plutôt en augmentation selon le STOC-EPS. Retenons l'hypothèse d'une stabilité même si le modeste mais significatif déclin récent au Royaume-Uni doit inciter à la vigilance.

**Fauvette à tête noire** *Sylvia atricapilla*
(4714, 6907, +5% ns)
Une des espèces les plus abondantes de France qui

présente plutôt une stabilité, peut-être une légère augmentation, en tout cas rien à voir avec les presque 50% de croissance constatés en Angleterre depuis 1994.

**Pouillot de Bonelli** *Phylloscopus bonelli*
(226, 277, -58% **)
L'espèce présente un déclin très important entre 1989 et 2003. Aucune donnée sur l'espèce en dehors de l'Hexagone ne vient cependant confirmer ce déclin qui, d'un côté s'inscrit dans la même amplitude que ceux des deux autres pouillots trans-sahariens mais qui, d'un autre côté ne correspond pas au schéma attendu pour une espèce thermophile.

**Pouillot siffleur** *Phylloscopus sibilatrix*
(82, 98, -79% ***)
C'est l'espèce qui décline le plus entre 1989 et 2003, et en déclin de même amplitude au Royaume-uni (-58% entre 94 et 2002). La situation du Pouillot siffleur est donc très préoccupante. C'est certes une espèce connue pour ses fortes fluctuations, mais ce déclin s'inscrit également dans un schéma commun à plusieurs espèces très inféodées aux forêts (les mésanges spécialistes notamment). .

**Pouillot véloce** *Phylloscopus collybita*
(3667, 4855, -12% ns)
Cette espèce présente de fortes fluctuations très similaires entre le STOC-capture et le STOC-EPS. Sur le long terme, c'est une impression de stabilité qui domine. Comme pour la Fauvette à tête noire, ce schéma diffère de la franche augmentation constatée en Grande-Bretagne.

**Pouillot fitis** *Phylloscopus trochilus*
(307, 375, -57% ***)
C'est un peu l'espèce symbole du programme STOC qui a révélé son déclin persistant et régulier depuis 1989. Ce déclin est par ailleurs confirmé en Angleterre (alors que l'espèce est en bonne situation en Écosse). Il est probable que cette espèce dont l'essentiel des populations européennes se trouve en Scandinavie soit victime du réchauffement climatique.

**Roitelet huppé** *Regulus regulus* (327, 381, +3% ns)
Rien à signaler, l'espèce semble stable.

**Roitelet à triple bandeau** *Regulus ignicapillus*
(321, 378, -18% ns)
Rien à signaler, l'espèce semble stable.

**Gobemouche gris** *Muscicapa striata* (50, 60, -59% *)
À partir d'un effectif très limité, un déclin est détecté pour cette espèce. La diminution est par ailleurs bien documentée au Royaume-Uni.

**Mésange à longue queue** *Aegithalos caudatus*
(507, 1089, -6% ns)
Cette espèce présente des fluctuations chaotiques d'une année à l'autre selon les volets du STOC, sans doute liées à son comportement grégaire qui génère de l'hétérogénéité dans les données. Retenons l'hypothèse d'une stabilité à long terme de l'espèce.

**Mésange nonnette** *Parus palustris* (195, 251, -60% *)
Le fort déclin de l'espèce se retrouve à la fois dans les données STOC-capture et STOC-points d'écoute ; elle est par ailleurs conforme à la tendance observée au Royaume-Uni. Ce déclin s'inscrit dans le schéma de déclin des espèces spécialistes de milieu forestier et à distribution plutôt septentrionale. Le réchauffement climatique, en désynchronisant reproduction de la Nonnette et pic d'abondance d'insectes au printemps, pourrait être le mécanisme sous-jacent de ce déclin.

**Mésange boréale** *Parus montanus* (71, 90, -50% *)
La situation est remarquablement similaire à celle de la Mésange nonnette : fort déclin aussi bien selon les points d'écoute et les captures et de même amplitude qu'en Grande-Bretagne. La situation de la sous-espèce alpine de la Mésange boréale serait intéressante à connaître.

**Mésange huppée** *Parus cristatus* (190, 238, -29% ns)
Sur la période, l'espèce présente une tendance à la diminution. Sans atteindre l'ampleur du déclin des mésanges "grises", cette situation se rapproche de celles de la Mésange noire et de la Sittelle torchepot, autres espèces spécialistes des milieux forestiers. S'agit-il d'une tendance lourde ou d'un déclin temporaire pouvant s'inscrire dans le cadre d'oscillations régulières de l'abondance de ces espèces forestières ?

**Mésange noire** *Parus ater* (352, 487, -38% *)
Encore une mésange spécialisée qui décline. La question sur la fiabilité sur le long terme de ce déclin se pose de la même façon que pour la Mésange huppée, d'autant que l'espèce est plutôt en augmentation au Royaume-Uni par exemple.

**Mésange bleue** *Parus caeruleus* (2332, 3319, +7% ns)
Contrairement aux mésanges spécialistes, cette espèce très généraliste est stable, voire en légère progression.

**Mésange charbonnière** *Parus major*
(3621, 5165, +1% ns)
Même constatation que pour la Mésange bleue, qui contraste avec le déclin généralisé des mésanges spécialistes.

**Sittelle torchepot** *Sitta europaea* (737, 886, -49% *)
Une espèce en déclin prononcé ce qui contraste avec sa situation en Grande-Bretagne où elle augmente. Notons que ce déclin est similaire à celui des mésanges spécialistes écologiquement proches. Les mêmes interrogations sur la poursuite de ce déclin peuvent se

poser pour cette espèce. Par ailleurs, la différence avec la Grande-Bretagne pourrait s'expliquer par la relativement faible présence de mangeoires pour nourrisssage dans notre pays, sans commune mesure avec ce que l'on peut noter en Angleterre.

**Grimpereau des jardins** *Certhia brachydactyla* (957, 1077, +33% ns)
L'augmentation modérée du Grimpereau des jardins rappelle celle du Pic épeiche et contraste avec la diminution des mésanges spécialistes. Toutes les espèces forestières n'ont donc pas la même dynamique. Notons que ces deux espèces sont relativement moins spécialisées et ont une distribution moins biaisée vers le Nord que les espèces de mésanges évoquées.

**Loriot d'Europe** *Oriolus oriolus* (953, 1079, -17% ns)
L'espèce présente des fluctuations marquées d'une année à l'autre mais, sur la période, elle semble stable.

**Pie-grièche écorcheur** *Lanius collurio* (228, 288, -5% ns)
Bonne nouvelle, la Pie-grièche écorcheur ne semble plus décliner en France, du moins ces 15 dernières années.

**Geai des chênes** *Garrulus glandarius* (1369, 1805, 5% ns)
L'espèce présente des fluctuations importantes d'une année à l'autre, sans tendance marquée.

**Pie bavarde** *Pica pica* (1609, 2389, -62% ***)
Le déclin prononcé de la Pie en France est un des résultats les plus inattendus du STOC. Nous pensons que ce déclin concerne principalement les populations rurales et qu'il résulte du piégeage massif conduit sur cette espèce, bouc émissaire pratique pour les "gestionnaires" de la biodiversité. Ce déclin est observé aussi bien dans le Nord qu'en Normandie ou en Auvergne et en Rhône-Alpes. Il semble moins prononcé à proximité des villes et villages.

**Choucas des tours** *Corvus monedula* (349, 1202, 42% *)
Les données indiquent un déclin de l'espèce. Son grégarisme génère cependant beaucoup d'hétérogénéité dans les données et la tendance pourrait rapidement se révéler différente.

**Corbeau freux** *Corvus frugilegus* (389, 4353, +1% ns)
Comme le Choucas, le Freux est souvent observé en groupe ce qui cause une forte hétérogénéité des données. L'absence de tendance sur la période est donc à considérer avec prudence, tant un déclin peut être attendu pour cette espèce spécialiste des milieux agricoles et plutôt septentrionale. Cette espèce, comme le Choucas d'ailleurs, est plutôt stable ou en augmentation en Grande-Bretagne.

**Corneille noire** *Corvus corone* (4522, 9242, -4% ns)
Contrairement à la Pie, la Corneille semble stable.

**Étourneau sansonnet** *Sturnus vulgaris* (2847, 11672, -9% ns)
La stabilité des effectifs constatée sur cette espèce est en contraste avec ce qui est observé au Royaume-Uni (-70% en 25 ans) et tout particulièrement en Angleterre (-24% entre 1994 et 2002). Cette différence de dynamique est similaire à celle que l'on constate pour le Moineau domestique (fort déclin en Angleterre, relative stabilité en France). A quoi est due cette différence ? L'Étourneau sansonnet va-t-il continuer à se maintenir en France ?

**Moineau domestique** *Passer domesticus* (2088, 9037, -11% ns)
Comme l'Étourneau sansonnet, les données STOC signalent une diminution des effectifs très modeste (et d'ailleurs non significative) par rapport à ce qui se passe chez nos voisins nordiques. Les questions sur cette différence de dynamique se posent de la même façon. Le plan d'échantillonnage mis en place depuis 2001 pour les points d'écoute permettra de savoir si les tendances varient dans les différents types d'habitat (agricoles, urbains

**Moineau friquet** *Passer montanus* (160, 401, -37% *)
Tous les ornithologues sont d'accord sur le fait que les populations de Moineau friquet se sont effondrées ces 20 dernières années, sans que ce phénomène soit quantifié. Les données STOC confirment cette tendance, même si l'ampleur du déclin mesuré est sans doute bien en deçà du déclin qu'a dû connaître cette espèce (le déclin au Royaume-Uni est évalué à -97% depuis 30 ans). Nous n'assistons pas à une stabilisation actuelle des effectifs, une situation qui contraste avec la légère remontée des effectifs ces dernières années en Angleterre.

**Pinson des arbres** *Fringilla coelebs* (5050, 8070, -11% *)
Une espèce qui présente une légère diminution des effectifs depuis 1989, statistiquement significative, mais surtout due à une diminution au début des années 90. L'espèce est stable depuis.

**Serin cini** *Serinus serinus* (975, 1287, -37% ***)
Le déclin du Serin est assez surprenant tant cette espèce plutôt méridionale pourrait bénéficier du réchauffement climatique. Néanmoins, ce déclin s'inscrit dans un contexte moyen global des granivores à peu d'exception près.

**Verdier d'Europe** *Carduelis chloris* (2081, 3102, 31% *,
Le déclin de cette espèce semble être avéré puisqu'il s'observe à la fois pour les données -points d'écoute et

captures. Ce déclin contraste avec la tendance à l'augmentation observée en Angleterre. On ne peut s'empêcher de rapprocher le cas du Verdier de celui de la Sittelle qui présente le même schéma et qui, comme le Verdier, est un hôte assidu des mangeoires, considérablement plus fréquentes en Angleterre qu'en France.

**Chardonneret élégant** *Carduelis carduelis*
(1613, 3164, +19% ns)
Un des rares passereaux granivores pour lequel le programme ne détecte pas de diminutions d'effectifs.

**Linotte mélodieuse** *Carduelis cannabina*
(986, 2227, -52% ***)
Avec l'Alouette des champs et la Perdrix grise, la Linotte mélodieuse est un symbole du déclin des espèces spécialistes des milieux agricoles. La chute sévère des populations est sans doute liée à la diminution de ses ressources alimentaires, des petites graines d'herbacées souvent considérées comme de mauvaises herbes et donc éliminées des zones de grandes cultures. Le déclin observé est comparable à celui enregistré au Royaume-Uni (-62% de 1975 à 2000), bien qu'on observe là-bas une relative stabilité depuis 1990 (-6% de 1990 à 2000).

**Bouvreuil pivoine** *Pyrrhula pyrrhula*
(189, 238, -45% **)
Cette espèce principalement forestière en France est en déclin marqué, résultant surtout de deux chutes importantes d'effectifs en 1992 et en 2001-2002. Le Bouvreuil est aussi en déclin marqué au Royaume-Uni.

**Grosbec casse-noyaux** *Coccothraustes coccothraustes*
(104, 147, +71% ns)
Cette espèce semble en augmentation en France depuis 1989, mais la tendance calculée à partir de faibles effectifs avant 2001 est peu fiable. Le nouveau plan d'échantillonnage du STOC-points d'écoutes, et les nombreux sites suivis permettront de préciser à l'avenir le statut réel de cette espèce.

**Bruant jaune** *Emberiza citrinella*
(1422, 1837, -31% ***)
Cette espèce montre un déclin prononcé et régulier, très similaire à celui noté Outre-Manche (-34% de 1990 à 2000 au Royaume-Uni). Par contraste avec le Bruant zizi, le Bruant jaune illustre bien le fait que les espèces septentrionales sont en déclin en France, alors que les espèces méridionales semblent bénéficier du réchauffement climatique. Si l'on ajoute les effets de l'intensification de l'agriculture, l'avenir du Bruant jaune ne semble pas réjouissant en France.

**Bruant zizi** *Emberiza cirlus* (762, 904, +54% *)
En contraste avec les autres bruants, le Zizi voit ses effectifs augmenter régulièrement depuis le lancement du programme et semble bénéficier du réchauffement climatique. Cette situation est similaire à celle observée en Angleterre, où les populations relictuelles du Devon sont en augmentation régulière depuis 1989.

**Bruant des roseaux** *Emberiza schoeniclus*
(76, 111, -41% **)
Cette espèce montre un déclin important en France, à l'instar de ce qui s'observe Outre-Manche. Si le déclin noté au Royaume-Uni concerne principalement les populations utilisant les milieux agricoles, il concerne ici surtout les populations des zones humides, principalement échantillonnées par le programme-capture. A partir de 2001, les effectifs dénombrés permettront de comparer les tendances obtenues à partir des captures et des points d'écoute.

**Bruant proyer** *Emberiza calandra*
(570, 813, -27% ***)
Malgré des variations inter-annuelles parfois importantes, à la hausse ou à la baisse, la tendance à long terme reste négative, et ce, de manière significative. Encore une espèce spécialiste des milieux ouverts surtout agricoles qui montre un déclin important, à l'instar de l'Alouette des champs et de la Linotte mélodieuse.

## DISCUSSION

Pour toutes les espèces, les données entre 1989 et 2001 souffrent de l'absence de plan d'échantillonnage qui pose la question générale de la représentativité des données. Des comparaisons montrent des similitudes fortes entre les réseaux STOC-capture et STOC-EPS (JIGUET & JULLIARD, 2002) ou entre le STOC et les réseaux au Royaume-Uni et Pays Bas (JULLIARD *et al.*, 2003), suggérant que ce qui est mesuré par le STOC est globalement correct. Cela n'exclut pas que les résultats soient douteux pour certaines espèces, ce qui a été précisé le cas échéant.

### Espèces en fort déclin

Le Tableau II présente les espèces pour lesquelles le programme STOC met en évidence des déclins prononcés sur les quinze dernières années. Elles sont au nombre de quinze, et les causes de déclin suspectées sont variées mais peuvent être regroupées en trois catégories principales : réchauffement climatique, dégradation des habitats et prélèvements cynégétiques. Si ce dernier paramètre n'est pas une cause majeure de déclin dans la majorité des cas, il semble évident qu'il joue un rôle majeur dans la diminution des

TABLEAU II. Les espèces communes en fort déclin depuis 15 ans. Les causes présumées de déclin sont indiquées (Hab = dégradation du milieu concerne surtout les espèces de milieux agricoles, CC = changement climatique, concerne les espèces à distribution biaisée vers le Nord)

*Common species which have markedly declined over the past 15 years. Supposed causes of decline are given (Hab habitat loss, CC Climatic changes)*

| Espèces en fort déclin | Cause présumée de déclin |
|---|---|
| Perdrix grise | Hab, CC, Chasse |
| Pigeon colombin | Chasse |
| Huppe fasciée | Hab |
| Pipit des arbres | CC |
| Pipit farlouse | Hab, CC |
| Tarier des prés | Hab, CC |
| Pouillot siffleur | Hab ?, CC |
| Pouillot fitis | CC |
| Mésange nonnette | CC |
| Mesange boréale | CC |
| Pie bavarde | Chasse |
| Linotte mélodieuse | Hab, CC ? |
| Bouvreuil pivoine | Hab ?, CC |
| Bruant des roseaux | Hab ?, CC |
| Bruant jaune | Hab, CC |

TABLEAU III. Les espèces "à surveiller", en déclin avéré mais de faible amplitude ou en déclin probable ou en déclin mais dont on soupçonne qu'il n'est pas durable

*Species which should be closely monitored, significant but small decline, probable decline but supposed not to be long term*

| Espèces "à surveiller" | |
|---|---|
| Épervier d'Europe | Rousserolle verderolle |
| Faucon crécerelle | Rousserolle effarvatte |
| Perdrix rouge | Pouillot de Bonell |
| Vanneau huppé | Gobemouche gris |
| Coucou gris | Mésange noire |
| Torcol fourmilier | Mésange huppée |
| Pic épeichette | Sittelle torchepot |
| Hirondelle de fenêtre | Choucas des tours |
| Hirondelle rustique | Moineau friquet |
| Alouette des champs | Serin cini |
| Rossignol philomèle | Verdier d'Europe |
| Locustelle tachetée | Bruant proyer |

effectifs de Pie bavarde en milieu rural. Le réchauffement climatique est reel en France (MOISSELIN *et al.*, 2002), et son effet sur la dynamique de populations de nos espèces communes est documenté (JULLIARD *et al.*, 2004a ; JULLIARD *et al.*, 2004b). Certaines espèces pâtissent donc de ce réchauffement, avec pour conséquence la diminution de leur succès de nidification (JULLIARD *et al.*, 2004b), diminuant ainsi le recrutement de nouveaux reproducteurs dans les populations. On peut avancer cette explication pour des espèces dont la distribution géographique en Europe est biaisée vers le nord, comme la Perdrix grise, le Pipit farlouse, le Tarier des prés, le Pouillot fitis ou encore la Mésange boréale. Outre le réchauffement progressif du climat, les changements globaux qui affectent notre pays concernent aussi la dégradation des habitats (fragmentation, urbanisation, intensification des pratiques agricoles et forestières), qui peut aussi être invoquée pour expliquer le déclin des oiseaux communs. Ce sont en général les espèces spécialistes d'un habitat donné qui souffrent le plus, comme le Pouillot siffleur ou la Linotte mélodieuse. Mais la majorité des espèces sensibles à ce paramètre sont des espèces fréquentant principalement les milieux ouverts agricoles.

**Espèces à surveiller**

Nous avons placé dans cette catégorie (TAB. III) les espèces pour lesquels un déclin significatif mais de faible ampleur (moins de 20%) est détecté, et celles pour lesquels des diminutions d'effectifs supérieures à 20% sont notées sans que ces variations soient statistiquement significatives. On retrouve dans cette liste des espèces typiques des milieux agricoles (Perdrix rouge, Alouette des champs, Bruant proyer), mais aussi bon nombre de migrateurs transsahariens, insectivores stricts (Coucou gris, hirondelles, rousserolles, Rossignol philomele) qui pourraient souffrir d'une diminution globale de la disponibilité en insectes dans le milieu naturel. Pour beaucoup de ces espèces, le plan d'échantillonnage et l'ampleur numérique du nouveau réseau STOC-points d'écoute devraient garantir à partir de 2001 et pour le futur une meilleure appréciation de leur statut réel de conservation en France. Pour certaines de ces espèces en effet, les variations observées peuvent être dues au hasard car les effectifs concernés restent faibles (Pic épeichette et Gobemouche gris par exemple).

**Espèces en augmentation**

Le cas des espèces en augmentation (Tab IV) répond sans doute à des situations contrastées Si la Tourterelle turque poursuit sa croissance démographique en France depuis sa première apparition dans les Vosges en 1950, la Bergeronnette printanière semble aussi assurer une colonisation de nouveaux habitats notamment les milieux agricoles La croissance observée chez le Héron cendré est sans doute liée à la protection et la conservation des zones humides. Certaines espèces chassées sont en augmentation, comme le Pigeon ramier ou la Grive musicienne, mais il ne faut pas oublier qu'une grande partie des effectifs prélevés en France concerne des individus migrateurs, en provenance d'autres populations reproductrices européennes dont l'état de santé n'est pas aussi favorable Enfin, le réchauffement climatique favorise également des espèces plutôt méridionales ou sensibles aux vagues de froid, comme la Bouscarle de Cetti, le Tarier pâtre ou le Bruant zizi. Les données du nouveau réseau STOC points d'écoute nous permettront de savoir si les effets du réchauffement climatique se retrouvent sur d'autres espèces méditerranéennes maintenant bien suivies, comme les Fauvettes passerinette, orphée et mélanocéphale, ou encore le Guêpier d'Europe.

Tableau IV Espèces en augmentation
*Increasingly common species*

| Espèces en augmentation |
|---|
| Héron cendré |
| Pigeon ramier |
| Tourterelle turque |
| Pic noir |
| Bergeronnette printanière |
| Rougegorge familier |
| Tarier pâtre |
| Grive musicienne |
| Bouscarle de Cetti |
| Phragmite des joncs |
| Bruant zizi |

A.C Zwaga *Saxicola torquata*

**BIBLIOGRAPHIE**


- Crick (H Q P.), Marchant (J H ), Noble (D G ), Baillie (S R ), Balmer (D E.), Beaven (L P ), Coombes (R H ), Downie (I S ), Freeman (S N.), Joys (A C.), Leech (D I ), Raven (M J ), Robinson (R A ) & Thewlis (R M ) 2004 Breeding Birds in the Wider Countryside: their conservation status 2003 http //www bto org/ birdtrends/index htm
- Jiguet (F ) 2001 – Programme STOC-EPS – Bilan de la relance du réseau national en 2001 *Ornithos*, 8: 201 207 • Jiguet (F ) & Julliard (R ) 2003.– Suivi Temporel des Oiseaux Communs Bilan du programme STOC pour la France en 2002. *Ornithos*, 10: 193-201 • Jiguet (F ) & Julliard (R ) 2004 – Suivi Temporel des Oiseaux Communs Bilan du programme STOC pour la France en 2003 *Ornithos*, 11: 97 116 • Julliard (R ) 2001 – Programme STOC-Capture, Bilan 1999 pour la France *Ornithos*, 8 1-7. • Julliard (R ) 2002 Programme STOC Capture, Bilan 2001 pour la France Suivi Temporel des Oiseaux Communs par échantillonnage par filets japonais *Ornithos*, 9. 129 137. • Julliard (R ) & Jiguet (F ) 2002.– Un suivi intégré des populations d'oiseaux communs en France. *Alauda*, 70. 137 147. • Julliard (R ), Jiguet (F ) & Couvet (D ) 2003 Common birds facing global changes what makes a species at risk? *Global Change Biology*, 10. 148-154 • Julliard (R ), Jiguet (F ) & Couvet (D ) 2004 – Evidence for impact of global warming on common birds population long term dynamics *Biology Letters*, sous presse. • Julliard (R ), Lois (G ), Jarry (G ) & Couvet (D ) 2001. Oiseaux communs en France: variations d'abondance entre 1989 et 1998 – Evaluation du programme STOC Capture. *Alauda*, 69: 75-86.
- Moisselin (J -M ), Schneider (M ), Canellas (C.) & Mestre (O ) 2002.– Les changements climatiques en France au XXe siècle. Étude des longues séries homogénéisées de données de température et de précipitations *La Météorologie*, 38: 45-56
- Rocamora (G ) & Yeatman-Berthelot (D ) 1999 *Oiseaux menacés et à surveiller en France Listes rouges et recherche de priorités. Populations Tendances Menaces. Conservation* SEOF / LPO, Paris
- Yeatman Berthelot (D.) & Jarry (G ) 1994 - *Nouvel Atlas des Oiseaux Nicheurs de France 1985 1989* Société Ornithologique de France, Paris

Alauda 73 (4), 2005: 357-366

# RÉGIME ALIMENTAIRE DU FAUCON LANIER *Falco biarmicus* EN ALGÉRIE

Karim SOUTTOU[1], Mohamed BOUKHEMZA[2], Belkacem BAZIZ[1], Salaheddine DOUMANDJI[1], Christiane DENYS[3], Khadidja AOUSSI[1]

**The diet of Lanner Falcon *Falco biarmicus* (Aves, Falconidae) in Algeria.** The study of contents of 218 Lanner Falcon pellets collected in Saharan habitats at Gourara (Timimoun) shows that 55.9% of preys are rodents with Lesser Gerbil (*Gerbillus gerbillus*) being highly dominant (63.6%). Other groups preyed upon are insects (22.5%), arachnids (15.5), birds (4%), reptiles (1%), insectivorous mammal (0.9%) and finally amphibians (0.2%)

**Mots clés** : Faucon lanier, Pelotes de rejection, Régime alimentaire, Algérie, Sahara

**Key words**: Lanner Falcon, Regurgitation pellets, Diet, Algeria, Sahara

[1] Laboratoire d'Ornithologie, Departement de Zoologie agricole et forestiere, institut national agronomique El Harrach (Alger)

[2] Institut national enseignement superieure d'agronomie, Univ. Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou, Algerie

[3] Museum National d'Histoire Naturelle, UMR 5202, USM 601, Departement Systematique et Evolution, Mammifères & Oiseaux, CP51 - 55 rue Buffon – F- 75231 Paris Cedex 05

## INTRODUCTION

Le Faucon lanier (*Falco biarmicus*) est un oiseau typique des milieux steppiques ouverts, qui lui fournissent ses territoires de chasse. En Algérie cette espèce est répandue surtout sur les Hauts Plateaux et les régions steppiques du Sahara. Par contre elle est très clairsemée, voire inexistante dans les zones relativement arborées du littoral méditerranéen (HEIM DE BALSAC & MAYAUD, 1962). Dans le désert le Faucon lanier est regulièrement répandu là où se trouvent des arbres et des rochers. On le trouve même dans des régions absolument plates mais où croissent des arbres clairsemés, comme dans les Daia au Sud du Sahara (HEIM DE BALSAC, 1924 et 1926). Les données sur le régime alimentaire de ce prédateur sont fragmentaires. Parmi les rares travaux disponibles citons ceux de HEIM DE BALSAC & HEIM DE BALSAC (1954) dans les Zemmours au Maroc, de VALVERDE (1957) près d'El Ayoun (Sahara Atlantique) et de BARREAU & BERGIER (2001) à Marrakech au Maroc. En Algérie l'absence de données sur le comportement alimentaire de *Falco biarmicus* justifie cette étude.

## SITE D'ÉTUDE

La région de Gourara se situe dans la partie nord-ouest du Sahara (0° à 1° E et 29° à 30° N). Elle se trouve entre le Grand Erg occidental et le Plateau de Tadmait. Le Faucon lanier fréquente les djebels et falaises du Gourara. Il a été observé en pleine ville de Timimoun. L'altitude maximum est de 490 m environ et diminue vers le Sud où elle est de l'ordre de 350 m. Dans la région de Gourara il y a trois types de palmeraies, les palmeraies de Sebkha, les palmeraies d'Erg et les palmeraies de plaine. La période pluvieuse de la région de

Gourara s'étale de décembre jusqu'en mars, avec une moyenne de 1,7 mm pour ces quatre mois. La région d'étude appartient à l'étage bioclimatique saharien à hiver frais. Dans le Gourara les vents sont très fréquents, avec un maximum au cours des mois de mars, avril et septembre. Parfois ces vents sont chargés de sable et de ce fait ils gênent les déplacements de la faune.

## MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le site d'étude se situe à proximité de Timimoun (0° 19' E, 29° 14' N). Les 218 pelotes analysées ont été récoltées par M. BOUKHEMZA entre le 28 décembre 1988 et le 21 janvier 1990 à l'intérieur d'un vieux ksar abandonné et sous ce dernier. Les pelotes ont été disséquées à sec. Les restes osseux des rongeurs et des insectivores ont été identifiés grâce aux clés de détermination d'OSBORN & HELMY (1980), de VESMANIS (1980), de EROME & AULAGNIER (1990) et de BARREAU *et al.* (1991). Pour la détermination des oiseaux et des reptiles nous nous sommes basés sur une collection de référence. L'identification des fragments sclérotinisés d'arthropodes est basée sur des clefs dichotomiques et sur les collections de l'insectarium de l'Institut National Agronomique d'El Harrach (PASQUIER & MAURI L.).

Pour l'exploitation des résultats deux indices écologiques sont utilisés. Ce sont l'abondance relative et la biomasse ingérée. L'abondance relative (AR %) est le rapport du nombre d'individus d'une espèce donnée au nombre total des individus toutes espèces confondues. La biomasse consommée brute (B %) est calculée espèce par espèce grâce aux poids moyens obtenus à la suite de pesées d individus échantillonnés.

## RÉSULTATS

La quasi-totalité des pelotes de rejection du Faucon lanier recueillies avaient une couleur sable, beige clair ou rouge brique. Il existait cependant quelques pelotes de couleur grise et d'autres jaunes. Signalons également la présence de matières inertes, graviers, sable fin et des fragments de bois. Les régurgitats de ce rapace ont une forme hétérogène. La forme ovale est dominante. D'autres pelotes sont allongées et cylindriques. Les dimensions des pelotes variaient entre 25 et 78 mm (moyenne = 42 ± 10,36 mm) pour la longueur. Le grand diamètre variait entre 18 et 30 mm (moyenne = 24,38 ± 4,0 mm).

Les pelotes (n = 218 pelotes) contenaient entre 1 et 9 proies par pelote avec une moyenne de 3,08 ± 1,59 mm. 672 proies identifiées dans les 218 pelotes se rapportent à 7 classes animales. Le nombre d'individus (ni) de chaque classe, l'abondance relative ainsi que la biomasse sont indiqués dans le tableau I. Les rongeurs constituent donc l'essentiel du régime alimentaire du Faucon lanier avec 376 proies (55,9 %). Les insectes viennent en seconde position avec 151 individus (22,5 %) et les arachnides en troisième place avec 104 individus (15,5 %). La proportion d'oiseaux n'est pas négligeable totalisant 27 proies (4 %). Les reptiles (1 %), les insectivores (0,9 %) et les batraciens (0,2 %), sont par contre peu représentés. Le pourcentage en poids des classes de proies consommées par le Faucon lanier place au premier rang les rongeurs (*Rodentia*) avec 83,4 %, puis les oiseaux (*Aves*) avec 12,1 %. La biomasse des autres classes de proies varie entre 0,3 et 1,8 %.

Au sein de la classe des rongeurs, les Gerbillidés sont plus abondants que les Dipodidés, sous-représentés (TAB. II). Parmi les Gerbillidés, *Gerbillus gerbillus* (Petite Gerbille des sables) est la plus capturée par le Faucon lanier avec 239 individus (63,6 %) tandis que *Gerbillus pyramidum* (Grande Gerbille d Egypte) vient en deuxième position avec 54 individus (14,4 %) et *Pachyuromys duprasi* (*Pachyuromys* à queue en massue) en troisième place avec 20 individus (5,3 %). Les Dipodidés sont représentés par la Petite Gerboise *Jaculus jaculus* avec 9 individus (2,4 %). Signalons toutefois que 54 *Gerbillinae* (14,4 %) restent indéterminés. En terme de biomasse *Gerbillus gerbillus* est la plus profitable avec 57,9 %. *Gerbillinae* sp. ind. et *Gerbillus pyramidum* constituent respectivement 15,8 % et 15,1 % de la biomasse globale, suivis par *Pachyuromys duprasi* (7,1 %) et par *Jaculus jaculus* (4,1 %).

En résumé, les rongeurs constituent la base du régime alimentaire du Faucon lanier. À eux seuls ils représentent plus de la moitié des captures

TABLEAU I. – Nombres d'individus (ni), abondances relatives (AR%) et biomasse (B%) des classes de proies trouvées dans les pelotes de rejection.

*Number of individuals (ni), relative abundance (AR%) and biomass (B%) of the different classes of preys found in Lanner Falcon pellets*

| Taxa | Ni | AR (%) | B (%) |
|---|---|---|---|
| *Arachnida* | 104 | 15,48 | 1,79 |
| *Insecta* | 151 | 22,47 | 1,45 |
| *Batrachia* | 1 | 0,15 | 0,55 |
| *Reptilia* | 7 | 1,04 | 0,31 |
| *Aves* | 27 | 4,02 | 12,09 |
| *Rodentia* | 376 | 55,95 | 83,38 |
| *Insectivora* | 6 | 0,89 | 0,41 |
| **Totaux** | **672** | **100** | **100** |

(ni = 376, A R % = 55,9 %; B % = 83,4 %). Ce faucon est très dépendant des rongeurs et plus précisément de la Petite Gerbille des sables (ni = 239 A R % = 63,6 %, B % = 57,9 %). Chez les insectivores, la Musaraigne de Whitaker, *Crocidura whitakeri*, est rarement capturée (ni = 6, A R % = 0 89 %, B % = 0,4 %). Les insectes occupent une part non négligeable (22,5 %) du régime, tandis que les arachnides constituent une ressource alimentaire substantielle (15,5 %).

## DISCUSSION

Les données concernant le régime alimentaire de l'espèce sont rares. Dans une première synthèse, CRAMP & SIMMONS (1979) indiquent un régime opportuniste variant suivant les régions allant des petits passereaux aux pigeons et petits faucons en passant par des rats, des lapins, des chauves-souris. Dans certaines régions désertiques, les lézards sont abondants ainsi que parfois les amphibiens et des invertébrés. En période de reproduction en Sicile, les oiseaux sont dominants dans le régime alimentaire de ce rapace (MEBS, 1959).

En ce qui concerne l'Afrique, les données anciennes indiquent que le régime alimentaire du Faucon lanier varie beaucoup, même en région désertique. Selon JANY (1960), les oiseaux (*Motacilla flava*, *Upupa epops*, *Coturnix coturnix* et *Streptopelia turtur*) constituent l'essentiel du régime alimentaire au Tibesti (Tchad). VALVERDE (1957) indique la présence de micromammifères, de Passereaux, de reptiles (sp.), d'orthoptères et de coléoptères *Tenebrionidae* dans des pelotes recueillies près d'El Ayoun (Sahara occidental).

Depuis la synthèse de CRAMP & SIMMONS (1979), des travaux ont été effectués sur le pourtour méditerranéen. Au Maroc, BERGIER (1987) confirme la grande variété du régime alimentaire qui est composé de mammifères, d'oiseaux, de reptiles et d'insectes. En Italie, les insectes constituent 28,2 % des proies dont 19,3 % d'Hyménoptères et 7,1 % de coléoptères (MASSA *et al.*, 1991), tandis que les oiseaux constituent l'essentiel des captures avec 823 individus (67,5 %) qui se répartissent entre 44 espèces dont *Pica pica* (16,5 %), *Columba livia* (16,3 %) et *Passer hispaniolensis* (12,9 %). Par contre en Sicile, MASCARA (1986), a trouvé que les oiseaux étaient peu consommés (4,0 %) et que les coléoptères 13,3 % étaient bien représentés. À Marrakech, au Maroc, le régime alimentaire de ce rapace est à base de micromammifères et de passereaux. Les restes de pelotes récoltées sous un nid à Oued Tensift près d'Irhoud le 2 juin 1985 comportent: *Meriones shawi* (jeune), *Gerbillus campestris*, *Mus spretus*, un Cochevis *Galerida* sp. et des insectes (BARREAU & BERGIER, 2001). En hiver à Tanger, le Faucon lanier exploite les concentrations de Limicoles au niveau des embouchures des oueds ou dans les dayas (BERGIER, 1987).

Ainsi, malgré le peu de données existantes, notamment en région saharienne, le régime ali-

TABLEAU II. – Nombres d'individus (ni), abondance relative (AR) et biomasse (B) des différentes espèces de rongeurs consommées.

*Number of individuals (ni), relative abundance (AR%) and biomass (B%) of the species of rodents preyed upon*

| Espèces | Ni | AR % | B (%) |
|---|---|---|---|
| Gerbillinae sp. ind | 54 | 14,36 | 15,79 |
| *Gerbillus gerbillus* | 239 | 63,56 | 57,91 |
| *Gerbillus pyramidum* | 54 | 14,36 | 15,09 |
| *Pachyuromys duprasi* | 20 | 5,32 | 7,11 |
| *Jaculus jaculus* | 9 | 2,39 | 4,09 |
| **Totaux** | **376** | **100** | **100** |

mentaire du Faucon lanier à Gourara semble différer des observations antérieures par sa dominance en rongeurs, insectes, et arachnides. Contrairement au Tibesti les oiseaux sont peu abondants et au Sahara occidental, les reptiles ne prennent qu'une part insignifiante dans le régime alimentaire de ce prédateur dans la région de Gourara à Timimoun. Ceci contredit les données concernant ce rapace dans la région des Zemmours au Maroc où les sauriens du genre *Uromastix* constituaient le fond de son alimentation (HEIM DE BALSAC & HEIM DE BALSAC, 1954). Ce régime rappelle cependant celui du nid d'Irhoud où les rongeurs étaient abondants selon BARREAU & BERGIER (2001). Toujours en zone désertique, en Égypte et au Soudan, les reptiles sont fortement capturés (GOODMAN & HAYNES, 1989). Cependant, ce travail comme les précédents, repose sur un échantillonnage restreint dans le temps et des différences saisonnières liées à la reproduction pourraient éventuellement expliquer les différences locales de régime alimentaire. Il confirme l'hypothèse de CRAMP & SIMMONS d'un régime opportunisme pour ce prédateur.

## CONCLUSION

Dans la région saharienne du Gourara en Algérie, le régime alimentaire du Faucon lanier est basé sur les rongeurs (AR % = 55,9 % ; B % = 83,4 %) et en particulier *Gerbillus gerbillus* qui est l'espèce la plus consommée avec un taux de 63,6 % et une biomasse de 57,9 %. A l'exception des insectes avec 22,5 % et des arachnides avec 15,5 %, les autres classes de proies sont faiblement représentées. La relative pauvreté du spectre alimentaire de cet oiseau de proie en Algérie comparée à celle des autres régions connues de son aire de distribution semble être le reflet d'un environnement désertique très hostile et défavorable à l'existence d'une faune très diversifiée. Les résultats du présent travail ne concernent uniquement qu'une observation ponctuelle du régime alimentaire. En perspectives, d'autres aspects tels que la reproduction et le comportement de prédation de cette espèce dans des conditions extrêmes de milieu comme celles du Sahara méritent de retenir l'attention.

## BIBLIOGRAPHIE


• BARREAU (D.) & BERGIER (P.) 2001. – L'avifaune de la région de Marrakech (Haouz et Haut Atlas de Marakech, Maroc), 2. Les espèces non passereaux. *Alauda*, 69 : 167-202. • BARREAU (D.), ROCHE (A.) & AULAGNIER (S.) 1991. *Éléments d'identification des crânes des rongeurs du Maroc*. Ed. Société française pour l'étude et la protection des mammifères, Puceul, 17 p. • BERGIER (P.) 1987. – Les rapaces diurnes du Maroc, Statut, Répartition et écologie. *Ann. CEEP*, 1 : 160.

• CRAMP (S.) & SIMMONS (K. E. L.) 1979. – *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. II, Oxford Univ. Press, New York.

• EROME (G.) & AULAGNIER (S.) 1990. – *Contribution à l'identification des proies des rapaces*. Ed. Le Centre ornithologique Rhône-Alpes, T. X, pp. 1-8.

• GOODMAN (S. M.) & HAYNES (C. V.) 1989. – The distribution, breeding season and food habits of the Lanner from the Eastern Sahara. *National Geogr. Res.*, 5 : 126-131.

• HEIM de BALSAC (H.) 1924. – Contributions à l'ornithologie dans le Sahara septentrional en Algérie et en Tunisie. *Rev. Franc. Ornith.*, 8, 5-116. • HEIM de BALSAC (H.) 1926. – Contribution à l'ornithologie du Sahara central et du Sud-algérien. *Mem. Soc. hist. natur. Afr. Nord*, (1) : 1-127. • HEIM DE BALSAC (H.) & HEIM DE BALSAC (T.) 1954. – De l'oued Sous au fleuve Sénégal : oiseaux reproducteurs. Particularités écologiques, distribution. *Alauda*, 22 : 145-205. • HEIM DE BALSAC (H.) & MAYAUD (N.) 1962. – *Les oiseaux du Nord-Ouest de l'Afrique*. Ed. Paul Lechevalier, Paris, 486 p.

• MASCARA (R.), 1986. – Consistenza e note sulla biologia riproduttiva del Lanario, *Falco biarmicus*, nella Sicilia meridionale. *Riv. Ital. Orn.*, 56 : 203-212. • MASSA (B.), LO VALVO (F.), SIRACUSA (M.) & CIACCIO (A.) 1991. – Il Lanario (*Falco biarmicus feldeggii* Schlegel) in Italia : status, biologia e tassonomia. *Naturalista sicil.*, S. IV, XV (1-2) : 27-63.

• OSBORN (J.) & HELMY (I.) 1980. – *The Contemporary land mammals of Egypt (including Sinai)*. Field Museum of National History, New serie, n° 5, Fieldiana, 323 p.

• VALVERDE (J. A.), 1957. – *Aves del Sahara Español. Estudio ecologico del Desierto*. Ed. Instituto de Estudios Africanos, Madrid, 481 p. • VESMANIS (I. E.) 1980. – Beitrag Zur Kenntnis der Crociduren. Fauna Marakkos (*Mammalia, Insectivora, Soricidae*). *Zool. Abhr. Mus. Tierk. Dresden*; 36-80.

# ACTES DU 29ème COLLOQUE FRANCOPHONE D'ORNITHOLOGIE

PROCEEDINGS OF THE
29 "FRENCH" ORNITHOLOGY SYMPOSIUM




*S.E.O.F.*

*...À notre ami Jo Pourreau, grande "gueule" et grand cœur, ornithologue et protecteur passionné, grand ami des Cigognes, décédé récemment...*



Bergeronnette de Yarrel, hivernante commune en Loire-Atlantique



# PROGRAMME DU COLLOQUE

## *SAMEDI 13 NOVEMBRE*

### Ouverture du Colloque

Pierre Nicolau-Guillaumet
(Président CCFO),
Allain Bougrain-Dubourg
(Président LPO Nationale),
Philippe de Grissac
(Président LPO Loire-Atlantique)

### Première session

**Philippe J. DUBOIS**

Marjolaine Caillat : La migration postnuptiale des fauvettes paludicoles sur la Réserve du Massereau (Loire-Atlantique) : première synthèse de 10 années de baguage

G. Leray et Sophie Quenec'hdu : Les Avocettes élégantes *Recurvirostra avosetta* de l'estuaire de la Loire

A. Le Nevé et B. Cadiou : La Conservation des sternes en Bretagne : 50 ans d'histoire

Marie-Christine Eybert : Territorialité et conditions physiques et physiologiques : le cas de la Gorgebleue à miroir *Luscinia svecica namnetum*

### Deuxième session

**Christian PACTEAU**

C. Luczak, G. Beaugrand et Ph. J. Dubois : Analyse des données de Limicoles néarctiques en France (1965-2000)

P. Raevel et A. Govaere : Étude des mouvements d'oiseaux par radar : application aux parcs éoliens.

F. Gossmann : Bilan des acquis de 20 années de baguage de Bécasse des bois, *Scolopax rusticola*, en France

O. Duriez et Y. Ferrand : Stratégies individuelles d'hivernage chez la Bécasse des bois, *Scolopax rusticola*.

### Diaporama

E. Guthmann : Avifaune de l'Afrique de l'Est, notamment d'Éthiopie : retour sur 15 ans de voyages naturalistes

## *DIMANCHE 14 NOVEMBRE*

### Troisième session

**Alain GENTRIC**

L. Joyeux : Influence du mode de gestion des prés salés sur la distribution spatiale et les choix alimentaires des Oies cendrées *Anser anser* en Baie de l'Aiguillon

P. Legagneux, Christine Blaize, V. Bretagnolle, F. Latraube et E. Grossin : Utilisation de l'espace par les canards de surface à partir de suivi télémétrique : comparaison entre sites, espèces et pratiques cynégétiques.

M. Gauthier-Clerc : Oiseaux, zoonoses et zones humides

M. Salamolard : Peuplement avien de l'Île de la Réunion : historique, statuts et mesures de conservation

### Quatrième session

**Philippe DE GRISSAC**

Ch. Pacteau : Les modalités des modalités de l'empreinte sexuelle

N. Boileau, C. Holde et V. Bretagnolle : Dispersion et émancipation chez les juvéniles de Faucon crécerelle *Falco tinnunculus*

R. Wahl et Ch. Barbraud : Dynamique de population et conservation du Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* en Région Centre

J.-Y. Paquet, P. de Gottal, F. Dermien, Ph. Lacroix et F. Pourignaux : L'utilisation d'un nouveau quartier d'hiver par le Grand Cormoran *Phalacrocorax carbo*, dans un contexte où le tir n'est pas autorisé : le cas de la Wallonie

H. Fanal : Le massacre des oiseaux migrateurs à Malte

### Cinquième session

**Pierre NICOLAU-GUILLAUMET**

J. Gonin : Le Cochevis de Thekla, *Galerida theklae*, en France

F. Latraube, V. Bretagnolle et J. Trotignon : Biologie de la reproduction de la Guifette moustac, *Chlidonias hybrida*, en Brenne

M. Lascève : Programme LIFE 2003 : Conservation des Puffins sur les Îles d'Hyères

C. JOLIVET et V. BRETAGNOLLE : Renforcement des populations migratrices d'Outarde canepetière *Tetrax tetrax* en France.

B. BOISTEAU, L. MARION et Ph. CLERGEAU : Définition de la niche écologique du Héron cendré *Ardea cinerea* en Loire-Atlantique.

## COMMUNICATIONS OU POSTERS PROPOSÉS

R. MATHEVET, C. LE PAGE, M. ETIENNE, G. GIGOT, G. LEFEBVRE, B. POULIN, S. PROFFÉOL et A. MAUCHAMP : Le jeu de rôle *ButorStar* comme outils de réflexion collective dans l'aménagement et la gestion des roselières.

Ch., J.-C. & Monique BARBRAUD et Karine DELORD : Variations des paramètres de reproduction chez la Cigogne blanche *Ciconia ciconia*.

K. SOUTTOU, B. BAZIZ, S. DOUMANDJI, R. BRAHIM, Y. FARHI & Christiane DENYS : Régime alimentaire du Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* dans quelques stations en Algérie.

R. MATHEVET, M. GUILLEMAIN, M. GAUTHIER-CLERC et J.-L. LUCCHESI : Gestions durables des populations hivernantes de canards - Approche par la modélisation et le jeu de rôles pour la sensibilisation des chasseurs.

N. TALMAT, S. DAOUDI-HACINI, B. BAZIZ et S. DOUMANDJI : Régime alimentaire du Goéland leucophée *Larus michahellis* à Tigzirt (Tizi Ouzou).

B. BAZIZ, K. SOUTTOU, M. KHEMICI, S. DOUMANDJI et CHRISTIANE DENYS : Premières données sur le régime alimentaire du Hibou moyen duc *Asio otus* en Algérie.

D. ROUX : Relation entre l'abondance des grands turdidés et les ressources trophiques en milieux méditerranéens.

## CLÔTURE DU COLLOQUE

### STANDS
**Associations et Professionnels**

GROUPE ORNITHOLOGIQUE NORD - PAS DE CALAIS (GON) - GROUPE ORNITHOLOGIQUE SARTHOIS (GOS) - GROUPE ORNITHOLOGIQUE BRETON (GOB) - TOUR DU VALAT - SOCIÉTÉ D'ÉTUDES ORNITHOLOGIQUES DE LA RÉUNION (SEOR) - SOCIÉTÉ D'ÉTUDES ORNITHOLOGIQUES DE FRANCE (Alauda) - LPO PAYS DE LA LOIRE (LPO 44 85 72 49) - ÉDITION HESSE (librairie naturaliste) - BIOTOPE (Collection Parthénope)

### ARTISTES

Dominique RAUTUREAU (Sculpteur) - Guy PITON (photographe) - Sylvain LEPAROUX (peintre illustrateur)

### POSTERS

• *Étude de l'impact potentiel des marques nasales, sur le comportement de canards de surface hivernants* par Léopold DENONFOUX *et al.* • *Détermination et caractérisation des habitats des canards de surface dans le Marais Poitevin* par Coraline MOREAU *et al.* • *Chronologie de la reproduction des anatidés en France* par Carole FOUQUE - • *Projet de suivi de la dynamique de population du Tarier pâtre* Saxicola torquata *dans les milieux ouverts forestiers, dans l'ouest de l'Ardenne Belge*, par Xavier VANDEVYVRE *et al.* • *Influence d'activités humaines sur le comportement des bernaches cravants en hivernage dans le Golfe du Morbihan* par David DESMONTS • *La Baie de Bourgneuf en hiver : un site d'importance internationale pour les oiseaux d'eau* par Perrine DULAC - • *Utilisation des rues parisiennes par les oiseaux en période de nidification* par F. MALHER



 Alauda 73 (4), 2005 365-373

# DYNAMIQUE DE POPULATION ET CONSERVATION DU BALBUZARD PÊCHEUR *Pandion haliaetus* EN RÉGION CENTRE

Rolf WAHL [1] & Christophe BARBRAUD [2]



**Osprey *Pandion haliaetus*: population dynamics and conservation of in central France.** Ospreys, *Pandion haliaetus*, started breeding in continental France (Loiret) in the mid 1980s In 1999, a national recovery plan for the conservation of this species was initiated. The conservation efforts, especially building artificial nests where natural nests or trees holding nests had fallen down, favoured and sped-up the colonisation of new sites, resulting in to 18 known breeding pairs in 2003, confirming the installation of a small population in central France. A capture-mark-recapture research program (R. WAHL) enabled us to describe the breeding phenology and to estimate key demographic parameters for this population. Since 1995, 152 fledglings have been ringed as well as a few adults. Each breeding pair produced an average of 2 fledglings per year, yet the number of fledglings varied between sites and increased with the size of the colonies Individuals were highly philopatric, with nearly all breeding adults coming back to breed the following year, and about 40% of the chicks fledged returning to breed in the study area Age at first breeding was 3.2 ± 0.4 years for females, and 4 4 ± 1 8 years for males Recapture probability was high and averaged 0 913. Adult survival probabilities were high and were lower for younger breeding females (0.870 ± 0.098, IC95%: 0.551 – 0 973) than for older females and males (0 971 ± 0.036, IC95%. 0.737 – 0 997). Survival probability during the first year of life was 0,512 ± 0 156 (IC95%: 0.236 - 0 781). A matrix population model with four age classes was built to model the dynamics of this population. The population growth rate estimated with environmental stochasticity (1 245) indicated that the population should continue to increase in the near future. Although the high survival, breeding success and early age at first breeding could partly explain the increase of the population size, the rate of increase estimated by the population model remained lower than the observed rate of increase (1 643) The immigration of individuals, particularly from eastern parts of Germany, could help explain this difference

**Mots clés** Balbuzard pêcheur, Dynamique des populations, Reproduction, Survie, Region Centre

**Key words**: Osprey, Population dynamics, Breeding, Survival, Central France

[1] Maison forestière des Six routes n° 2, F-45530 Vitry-aux-Loges

[2] Centre d'Études Biologiques de Chizé, CNRS, F-79360 Villiers-en-Bois.



## INTRODUCTION

Le Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* subsistait en Corse, mais avait disparu de France continentale depuis le début du XX^e^ siècle (dernière nidification en 1903). En 1985*, un couple ayant réussi sa reproduction fut découvert dans le département du Loiret. Après une période de stagnation jusqu'en 1990, le nombre de couples a, depuis, régulièrement augmenté pour atteindre 18 couples reproducteurs en 2003, ceux-ci se répartissant entre la forêt d'Orléans dans le Loiret (15 couples) et celle de Chambord dans le Loir-et-Cher (3 couples).

Pour conforter le retour de cette espèce sur le continent, un "plan d'action national de restauration du Balbuzard pêcheur" (voir le site Internet *http //balbuzard lpo.fr/index.html*) a été mis en œuvre depuis 1999, sous l'égide du ministère de l'Écologie et du Développement durable (MEDD). Ce plan, piloté par la mission rapaces (FIR) de la LPO, comporte plusieurs volets, en particulier :

- le suivi de la population nicheuse et des prospections ;
- l'organisation de stages de gestion et de conservation du Balbuzard ;
- la conduite d'expertises dans des réserves gérées par des structures nationales ou des propriétés privées, en vue de l'implantation de nouveaux couples ;
- l'installation de nids artificiels sur des plates-formes, avec pose de perchoirs, le tout après expertise ;
- l'organisation de conférences d'information auprès d'associations de protection de la nature ;
- la conduite d'enquêtes auprès des pêcheurs et des chasseurs.

Depuis 1995, dans le cadre d un programme personnel de recherches agréé par le Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux (CRBPO), R. WAHL suit en détail la population de balbuzards en devenir dans la région Centre, en marquant notamment la quasi-totalité des poussins tous les ans, ainsi que quelques adultes (difficilement) capturés, et en lisant au télescope les bagues des individus pionniers et immigrants (BELLETIER *et al.*, 1997, THIOLLAY & WAHL, 1998 ; WAHL 1999a, 1999b, 1999c, 2000a, 2000b, 2001a, 2001b, 2001c, 2002, 2003, SCHMIDT & WAHL 2001).

Après dix années de suivi de cette population, l'objectif de ce travail est de faire une analyse préliminaire de la dynamique de la population de balbuzards de la région Centre afin de comprendre les causes proximales de l'augmentation de la population. Ayant affaire à une petite population les données recueillies annuellement sont en quantité restreinte. Dix ans après le début de l'étude, leur exploitation ne peut constituer qu'une première approche, donnant tout de même une tendance. Nos objectifs sont : 1) d'effectuer une première estimation des paramètres démographiques de la population étudiée, 2) de comprendre la dynamique de cette population, et 3) d'émettre des hypothèses sur l'avenir de la dite population à partir des résultats précédents.

## MÉTHODES

### Zones d'études

Les principaux sites de reproduction du Balbuzard pêcheur en France continentale concernent d'une part la Forêt Domaniale d'Orléans (environ 25 000 hectares) dans le Loiret, ainsi que quelques zones extérieures à la Forêt Domaniale, et d'autre part le Domaine National de Chambord (environ 5 000 hectares) dans le Loir-et-Cher. Bien que des départements voisins aient également été prospectés, aucune présence d'oiseaux reproducteurs n'a été notée jusqu'à présent.

### Suivi de la population

Depuis 1985, un suivi annuel du nombre de couples reproducteurs a été effectué grâce à des prospections terrestres et aériennes organisées par des associations et des ornithologues. Peu de couples ont dû et doivent échapper à la détection. Les résultats présentés dans ce travail, sans prétendre à l'exhaustivité, reflètent probablement la réalité

* le premier couple fut observé en 1984, mais sans reproduction



des variations de la taille de la population étudiée. Chaque année, le nombre de couples ayant pondu, le nombre de couples ayant réussi une reproduction (c'est à dire ayant réussi à élever au moins un jeune jusqu'à l'envol), et le nombre de jeunes à l'envol par nid a été relevé. À partir de ces données le succès reproducteur a pu être estimé en divisant le nombre de poussins envolés par le nombre de couples ayant pondu.

Depuis 1995, un programme de baguage a été initié, ce qui a permis de baguer chaque poussin de la population étudiée à l'aide d'une bague metal "Muséum Paris" et d'une bague *Darvic* porteuse d'un code unique. Quelques individus adultes ont également été capturés et bagués. Chaque année, pendant la période de présence des balbuzards sur les sites de reproduction, des observations répétées, effectuées à distance des aires de reproduction avec un télescope, ont permis d'identifier individuellement les oiseaux et de constituer une base de données de capture- recapture.

Notons aussi que lors du baguage des jeunes au nid, plusieurs mesures biometriques ont été effectuees sur les jeunes, ce qui a permis de les sexer avec une bonne probabilité. Les individus adultes ont également été sexés selon leurs différents comportements et certains traits de leur plumage. La plupart des individus sont donc de sexe connu.

**Analyses statistiques**

Dans un premier temps nous avons estimé le taux de croissance de la population reproductrice en utilisant le nombre de couples reproducteurs observes chaque année. Le taux de multiplication annuel est conventionnellement noté $\lambda = (N_{t+1}/N_t)$, où $N_{t+1}$ est la taille de la population au temps t +1 et $N_t$ la taille de la population au temps t (CAUGHLEY, 1980).

Le taux de croissance observé a également été estimé en utilisant les données de capture-recapture sur la période 1996-2003, ceci du fait de la faible quantité de donnees avant 1996. Pour cela nous avons utilisé les modèles de PRADEL (PRADEL 1996) en partant d'un modèle où les probabilités de survie et de recapture sont fonction du temps et où le taux de multiplication de la population est aussi fonction du temps. Nous avons ensuite contraint le modèle initial et sélectionné le meilleur modèle en se basant sur les AICc (Critère d'Information d'AKAÏKE) des différents modèles. Ce critere représente un compromis entre les modeles ayant un bon ajustement aux données et les modèles ayant un nombre restreint de paramètres [voir LEBRETON *et al.* (1992) et BURNHAM & ANDERSON (2002)].

Les estimations des probabilites de survie et des facteurs pouvant les affecter ont été obtenues en utilisant les données de capture-recapture. La probabilité de survie adulte apparente ($\phi$) et de recapture (p) ont été estimées à l'aide des methodes decrites dans LEBRETON *et al.* (1992) et BURNHAM & ANDERSON (2002) avec le programme MARK (WHITE & BURNHAM 1999). Étant donné que le sexe des individus était connu nous avons intégré le sexe (s) dans l'analyse. Afin de déterminer s'il existait des variations inter-annuelles de survie et de probabilité de recapture, nous avons egalement intégré le facteur temps dans l'analyse. Par conséquent l'analyse a été débutée à partir du modele global ($\phi_{s*t}$, $p_{s*t}$), où les probabilités de survie et de recapture sont à la fois fonction du sexe et du temps. Le signe * indique que le modele global intègre un effet du sexe, plus un effet du temps, plus un effet de l'interaction entre le sexe et le temps, c'est à dire que les probabilités de survie et de recapture varient de manière indépendante pour chaque sexe. Nous avons ensuite considéré des modeles alternatifs en contraignant le modele global de départ, ce qui nous a permis de tester les effets du sexe et du temps sur les probabilités de survie et de recapture. La sélection des modeles a été effectuée en comparant les AICc. Préalablement à la modélisation des probabilités de survie et de recapture à l'aide de MARK, la qualité d'ajustement du modele ($\phi_{s*t}$, $p_{s*t}$) aux donnees a été testée à l'aide du programme U-CARE (CHOQUET *et al.*, 2002).

Nous avons ensuite intégré les estimations des paramètres démographiques dans un modèle matriciel de LESLIE (CASWELL 2001). Ce modele permet d'estimer le taux d'accroissement de la population avec une structure d'âge stable, mais également d'estimer la sensibilité du taux d'accroissement aux variations des parametres démographiques. La structure d'âge du modele de LESLIE a été determinée selon les résultats de l'analyse des paramètres démographiques. Un modele deterministe a tout d'abord été utilisé pour esti-

mer le taux de multiplication de la population, puis nous avons utilisé un modèle intégrant la variation observée des paramètres démographiques afin de modéliser l'effet de la stochasticité environnementale sur le taux de multiplication. Nous avons effectué des projections sur 50 ans et utilisé 2 500 réplications pour chaque groupe de paramètres.

Préalablement aux analyses statistiques, la normalité des données a été vérifiée et des tests paramétriques ou non-paramétriques ont été utilisés selon les résultats des tests de normalité.

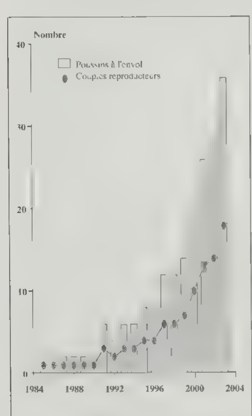



Fig. 1 – Variation du nombre de couples reproducteurs et du nombre de jeunes à l'envol pour la population de Balbuzards pêcheurs de la région Centre.

*Variations in the number of breeding pairs and the number of fledged chicks of Osprey in the Centre region of France.*



## RÉSULTATS

### Nombre de couples reproducteurs

Depuis la réinstallation du Balbuzard pêcheur en région Centre, le nombre de couples reproducteurs ainsi que le nombre de jeunes envolés ont augmenté de manière exponentielle d'un couple en 1985 à 18 couples en 2003, soit un taux moyen de multiplication annuel de 1,175 (Fig. 1). On peu remarquer que la valeur du taux de multiplication de la population a augmenté depuis la pose de nids artificiels en 1995. En effet de 1985 à 1995, le taux moyen annuel était de 1,149, alors qu'il était de 1,207 entre 1995 et 2003. Il est à noter qu'il n'existe pour le moment pas de relation entre le taux de multiplication annuel et la taille de la population au temps t (coefficient de corrélation de Pearson $r = 0,032$, $n = 18$, $P = 0,90$).

Le meilleur modèle de Pradel sélectionné par l'AICc est un modèle où tous les paramètres sont constants. Ce modèle a permis d'estimer un taux de multiplication de 1,364 (erreur standard ± 0,089) à partir des données d'observation des oiseaux bagués. Le taux de multiplication observé du nombre de couples reproducteurs sur la même période (1996-2003) est de 1,643.

### Paramètres de reproduction

L'âge moyen de première reproduction est de 3,8 ans (écart type = 1,4, n = 29 individus) avec un minimum observé de 2 ans et un maximum observé de 8 ans, ce dernier étant apparent car on ne peut exclure une reproduction plus précoce en dehors de la zone contrôlée. La valeur modale de l'âge de première reproduction est de 3 ans, la plupart des individus se reproduisent donc pour la première fois à cet âge-là. Il existe une tendance à ce que les femelles se reproduisent environ un an plus tôt que les mâles (femelles : 3,2 ans ± 0,4, n = 16 ; mâles : 4,4 ans ± 1,8, n = 13 ; test de Mann-Whitney : $U = 70$, $P = 0,09$). La variation de l'âge de première reproduction est cependant beaucoup plus importante chez les mâles que chez les femelles comme l'illustrent les valeurs d'écart type, ainsi qu'un test sur les variances ($F_{3/,6} = 17,115$, $P < 0.001$).

Le nombre moyen de jeunes envolés par nid sur l'ensemble de la période d'étude (1985 à 2003) est de 2 (écart-type = 1, n = 97 nichées). La




**FIG. 2** – Nombre moyen de jeunes à l'envol en fonction du nombre de couples reproducteurs dans les colonies de Balbuzards pêcheurs de la région Centre.

*Average number of fledged juveniles in relation to the number of breeding pairs in the colony in the Centre region of France.*

figure 1 montre une réelle régularité, hormis les années 1988 et 1990 ou "le couple" présent a élevé 3 jeunes au lieu de 2 (aléa d'un tout petit échantillon). Cependant, bien que le nombre moyen de jeunes à l'envol montre peu de variations d'une année à l'autre (Analyse de variance : $F_{12/78} = 0,237$, P = 0,99), il est à noter qu'il varie selon les colonies et plus particulièrement selon la taille des colonies (test de KRUSKALL-WALLIS, KW = 7,64, ddl = 3, P = 0,05). Il semble que le nombre moyen de jeunes à l'envol par nid augmente avec la taille des colonies comme l'illustre la figure 2.

Nous n'avons pas détecté de variation significative du nombre de jeunes à l'envol en fonction de l'âge des reproducteurs, bien qu'une tendance soit perceptible avec une croissance jusqu'à l'âge de 10 ans environ, suivis semble-t-il d'une diminution.

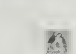
**Survie des oiseaux adultes**

Entre 1995 et 2003, 152 poussins ont été bagués, ainsi que 2 individus adultes. Par souci d'homogénéité nous n'avons gardé que les données concernant les poussins (de loin les plus nombreuses). La première capture (= marquage) de chaque histoire de vie a été éliminée, et le modèle global initial a été ajusté à l'histoire de vie de 32 individus. Le test d'ajustement du modèle ($\chi^2 = 3,08$, ddl = 7 ; P = 0,88) est non significatif, ce qui signifie que celui-ci est bien ajusté aux données. À partir du modèle global, nous n'avons pas détecté une influence de l'année et du sexe sur la probabilité de recapture (les AICc des modèles 4 et 5 sont inférieurs à l'AICc du modèle 6, TAB. I), qui est donc constante. Sur la période de temps considérée, la probabilité de survie ne semble pas dépendre du temps (modèle 3 *vs.* modèle 4). Par contre, la différence d'AICc entre les modèles 2 et 3 n'étant que de 0,29 unités, il est difficile de conclure quant à

TABLEAU I – Modélisation des probabilités de survie et de recapture chez le Balbuzard pêcheur en région C[illegible]tre. Les modèles inclus les probabilités de survie (φ) et de recapture (p), et sont classés selon leur AICc. Se référer à la partie Méthodes pour l'interprétation des symboles.

| Modèle | AICc | ΔAICc | Nombre de paramètres | Deviance |
|---|---|---|---|---|
| [illegible] | 63,36 | 0,00 | 3 | [illegible] |
| 2 ($\phi$, p) | 64,37 | 1,01 | 2 | 39,03 |
| 3 ($\phi_s$, p) | 64,66 | 1,29 | 3 | 37,12 |
| 4 ($\phi_{s*t}$, p) | 91,75 | 28,39 | 15 | 30,41 |
| 5 ($\phi_{s*t}$, $p_s$) | 94,93 | 31,57 | 16 | 29,97 |
| 6 ($\phi_{s*t}$, $p_{s*t}$) | 134,96 | 71,60 | 26 | 22,83 |

TABLE I – Mo[illegible] Osprey in the Centre region of France. The [illegible] survival (φ) and recapture probabilities (p) and are classi-[illegible]

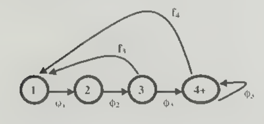


une probabilité de survie différentielle entre les sexes. Selon le modèle 3, la probabilité de recapture est de 0,904 (Intervalle de confiance à 95 % 0,790 – 0,960), la probabilité de survie des femelles est de 0,910 (IC95 % : 0,750 – 0,971) et celle des mâles est de 1 (0,873 – 1), ce qui suggère qu'en moyenne la probabilité de survie des femelles est inférieure à celle des mâles. Une modélisation exploratoire effectuée *a posteriori* montre que le modèle ($\phi_{Fa1 \neq Fa2 = Ma2}$, p), où la survie des femelles lors de leur première reproduction est différente de celles des femelles et des mâles plus âgés a le plus petit AICc. Afin d'obtenir des estimations des probabilités de survie et de recapture tenant compte de l'incertitude dans le choix des modèles nous avons pondéré les estimateurs avec la vraisemblance de chaque modèle (procédure de "model averaging" dans MARK). Les probabilités obtenues sont :

- pour la recapture 0,912 ± 0,043 (IC95 % : 0,783 – 0,967)
- pour la survie des femelles en première reproduction : 0,870 ± 0,098 (IC95 % : 0,551 – 0,973)
- pour la survie des mâles et des femelles plus âgés : 0,971 ± 0,036 (IC95 % : 0,737 – 0,997)

**Dynamique de la population**

Nous avons utilisé un modèle matriciel de Leslie représentant une population de femelles avec 4 classes d'âge illustré ci dessous :




Dans ce modèle, $\phi_1$ représente la probabilité de survie lors de la première année de vie, $\phi_2$ la survie lors de la deuxième année de vie et $\phi_3$ la survie lors de la troisième année de vie. Ce modèle fait l'hypothèse qu'au delà de l'âge de trois ans la survie reste stable et constante. Les balbuzards commençant à se reproduire au plus tôt à l'âge de deux ans, les paramètres $f_3$ et $f_4$ représentent la fécondité des individus reproducteurs $f = \sigma \times sr \times pr$, avec $\sigma$ le sex-ratio à l'envol, sr le nombre moyen de jeunes à l'envol par femelle et pr la proportion de femelles reproductrices.

À partir de nos analyses précédentes nous avons donc $\phi_2 = 0,870$, $\phi_3 = 0,971$ et sr = 2. La plupart des jeunes au nid ayant été sexée grâce à la biométrie nous avons pu calculer un sex ratio de 0,50. Lorsque l'on examine la proportion de femelles reproductrices recrutées dans la population en fonction de leur âge, 75 % des femelles sont recrutées à l'âge de 3 ans et 100 % à l'âge de 4 ans. Reste l'estimation de $\phi_1$. Pour cela, nous avons utilisé l'ensemble des données de capture-recapture. En effet, plusieurs individus âgés d'un et deux ans ont été observés en dehors de la période de reproduction, soit sur leur quartier d'hivernage soit sur leur voie de migration. Ces données nous ont permis d'estimer une probabilité de survie pour la première année, bien que peu précise compte tenu du faible nombre d'observations. Nous avons donc construit un modèle de capture-recapture dans lequel les probabilités de survie et de recapture sont fonction de plusieurs classes d'âge. Après une sélection de plusieurs modèles nous avons obtenu $\phi_1 = 0,512 \pm 0,156$, tenant compte de l'incertitude liée à la sélection des modèles.

Le taux de multiplication estimé par le modèle déterministe est de 1,252. Le modèle avec stochasticité environnementale quant à lui donne une estimation de 1,245 (erreur standard = 0,0004). Avec ce dernier modèle, les valeurs d'élasticité les plus fortes sont celles de la survie de la classe d'âge 4 + (0,303). Les élasticités des autres paramètres d'entrée de la matrice sont plus faibles (survie des classes d'âge 1 et 2 : 0,186 ; survie de la classe d'âge 3 et fécondité de la classe d'âge 4 : 0,139 ; et fécondité de la classe d'âge 3 : 0,047).

Enfin, notons que le taux de multiplication estimé par le modèle de Leslie avec stochasticité sur une projection de 7 ans (donc directement comparable à l'estimation du taux de croissance avec le modèle de Pradel sur la période 1996-2003) est de 1,313 (erreur standard = 0,0006) et que les effectifs prédits sont inférieurs aux effectifs observés (Fig. 3).



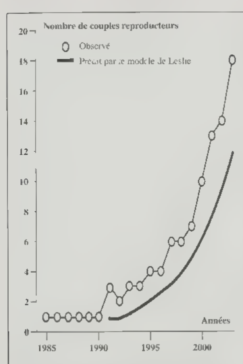



FIG. 3. - Nombre de couples reproducteurs de Balbuzards pêcheurs observés dans la région Centre et prédits par le modèle matriciel de Leslie avec quatre classes d'âge

*Recorded and predicted (using Leslie matrix model with four age groups) number of Osprey breeding pairs in the Centre region of France*

## DISCUSSION

Depuis que le premier couple reproducteur de balbuzards s'est installé en région Centre, la taille de la population n'a cessé de croître jusqu'à aujourd'hui. Les estimations des paramètres démographiques obtenues grâce au suivi des couples reproducteur, au baguage et aux contrôles des oiseaux, permettent de suggérer que cette augmentation serait en partie due à une combinaison de plusieurs facteurs : 1) un nombre élevé de jeunes à l'envol par nid, indiquant un bon succès reproducteur. À titre comparatif, le nombre moyen de jeunes à l'envol est supérieur à ceux indiqués dans le Nord de l'Europe pour le Balbuzard (SAUROLA 1991 ; ODSJO & SONDELL, 2001), ou au Canada (EWINS, 1994). Il traduit probablement un accès à des ressources alimentaires abondantes, ainsi que le résultat des efforts de conservation entrepris depuis 1995 avec la pose de nids artificiels plus sûrs et plus stables que les nids naturels, 2) une survie adulte très élevée, une survie adulte annuelle de l'ordre de 0,97 étant équivalente aux survies estimées pour les espèces d'albatros par exemple, ce qui correspond à une longévité potentielle de 34 ans à partir de l'âge adulte, soit une longévité potentielle de 36 ans à la naissance. Les valeurs de survie lors de la première année sont similaires à celles estimées dans d'autres populations (50 % au Canada, EWINS 1994, 46,7 % aux États-Unis, HENNY & WIGHT, 1967), mais nos estimations de survie adulte sont relativement élevées (85-90 % au Canada, EWINS 1994; 80-82 % aux États Unis, HENNY & WIGHT, 1967); 3) une très grande fidélité des adultes reproducteurs aux sites de reproduction et un taux de retour des jeunes sur les sites de naissance également très élevé, puisque plus de 30 % des poussins bagués entre 1995 et 2000 ont été revus comme reproducteurs en région Centre ; et 4) un âge de première reproduction précoce, puisque la plupart des individus se reproduisent pour la première fois à partir de 3 ans.

Sur l'ensemble de la période d'étude, les taux de multiplication observés (1,175) et prédits par le modèle de LESLIE (1,245) sont relativement proches, indiquant que le modèle matriciel avec 4 classes d'âge permet de décrire assez bien la dynamique interne de cette population. Cependant, lorsque l'on compare les taux de multiplication sur une même période (1996-2003) obtenus par la méthode de capture-recapture (1,368), par le modèle de LESLIE (1,313) et observé (1,643), il existe des différences importantes. Le taux de multiplication calculé à partir des observations d'oiseaux bagués est très proche de celui prédit par le modèle de LESLIE, ce qui confirme bien la validité de ce modèle à 4 classes d'âge pour décrire la dynamique de la population de balbuzards de la région Centre. Néanmoins ces deux taux de multiplication sont bien inférieurs à celui observé. La différence, qui correspond à une croissance interannuelle de 30 %, est très probablement due à l'immigration d'individus dans la

population étudiée. Cette hypothèse est d'une part étayée par l'observation de 6 oiseaux bagués en Allemagne orientale qui sont venus se reproduire en région Centre. D'autre part, sur la période 2002-2003, sur neuf nouveaux individus observés dans la population, trois étaient des immigrants (individus non bagués ou bagués à l'extérieur de la région Centre), soit un taux d'immigration de 33 %, très proche de la différence entre les taux de multiplication prédits et observés.

Il semble exister une relation positive entre le succès reproducteur et le nombre de couples dans les colonies. Il est à noter que ces colonies restent de très petite taille, puisqu'au maximum 4 couples se sont reproduits à proximité les uns des autres. On observe donc un effet positif de densité-dépendance, mais les mécanismes à l'origine de cette relation nous restent pour le moment inconnus. Il pourrait s'agir d'une meilleure protection contre certains prédateurs, ou de mécanismes liés au comportement intraspécifique (MOUGEOT *et al.*, 2002).

Les estimations des paramètres de survie montrent qu'il existe une différence de survie de l'ordre de 10 % entre les femelles se reproduisant pour la première fois et celles plus âgées. La probabilité de survie des mâles est quant à elle identique à celle des femelles âgées. Cette différence importante pourrait résulter de l'investissement dans la reproduction qui est plus élevée chez les femelles que chez les mâles (CRAMP & SIMMONS 1980), et de l'inexpérience des jeunes femelles se reproduisant pour la première fois.

Enfin, la probabilité de recapture (c'est-à-dire de relecture des individus bagués) est extrêmement élevée, ce qui indique une très bonne pression d'observation. Rappelons, au passage, que les aménagements comme la pose de perchoirs au-dessus des nids, non seulement n'ont aucun effet négatif, mais ont permis d'augmenter considérablement le nombre de lectures de bagues, valorisant ainsi cette méthode.

## CONCLUSION

Les paramètres démographiques estimés et le modèle de dynamique de population que nous avons construit, suggèrent que la population continuera à croître dans les années à venir si ses paramètres restent voisins des taux actuels. La population de balbuzards dans la région Centre va donc probablement poursuivre son expansion et son avenir paraît assuré, au moins à court et moyen terme. Cependant, la croissance de la population s'arrêtera lorsque certains facteurs deviendront limitants, comme par exemple les effets négatifs de l'augmentation de la densité par concurrence intraspécifique, les changements des habitats de nidification (exploitation forestière inadéquate pour l'espèce) ou bien la régulation des populations de rapaces, comme certaines rumeurs peuvent le laisser craindre.

La faible taille de la population étudiée la rend sensible aux aléas démographiques et environnementaux. Son suivi reste donc une nécessité, le Balbuzard pêcheur pouvant être un très bon indicateur de la gestion forestière. Toute modification négative dans cette population servirait ainsi de signal d'alarme.

À l'avenir, en plus des paramètres déjà mesurés il serait intéressant d'estimer la survie juvénile avec plus de précision, d'identifier les sites d'hivernage de la population et d'estimer la dispersion des jeunes sur d'autres sites de reproduction, tout en essayant de maintenir l'exhaustivité des contrôles de cette population. Il serait également intéressant d'approfondir le travail de modélisation de la dynamique de la population en intégrant explicitement la stochasticité démographique dans nos modèles.

## REMERCIEMENTS

Nous remercions le MEDD, la DIREN Centre, l'ONF (Agences du Loiret et de Chambord), la Préfecture du Loiret, les Comités national et régional de pilotage Balbuzard, le CRBPO - MNHN, la Société nationale de protection de la nature, la mission Rapaces de la LPO, les Studios Jacana Wildlife, l'ANFA (Association nationale de fauconnerie et autourserie), l'Union française des centres de sauvegarde de la faune sauvage, les personnes ayant effectué des lectures de bagues ou aidé à la capture d'oiseaux, les personnes et propriétaires terriens ayant montré un intérêt pour la conservation du Balbuzard, l'écopôle du Forez, Morillon-Corvol du Val-de-Seine, le Conseil général de l'Essonne, le Conseil général de Seine-et-Marne, les participants aux stages



"Balbuzard", les observateurs des Associations ornithologiques, les chasseurs et pêcheurs ayant fourni des informations sur des observations de balbuzards en période de reproduction, l'ONCFS du Loiret, le CSP de Lorris. Enfin nous tenons à remercier G. GROLLEAU pour ses encouragements et sa relecture du manuscrit.

## BIBLIOGRAPHIE


• BELLETIER (D.), MADERN, (L.) & WAHL (R.) 1997. Balbuzard, Région Centre. *Fonds d'Intervention pour les Rapaces*, 30. • BURNHAM (K.P.) & ANDERSON (D. R.) 2002 – *Model selection and inference : a practical information-theoretic approach*. 2e edition. Springer-Verlag, New York.

• CASWELL (H.) 2001. - *Matrix Population Models Construction, Analysis, and Interpretation*. 2e edition. Sinauer, Sunderland, MA. • CAUGHLEY (G.) 1980 – *Analysis of vertebrate populations*. Reprint with corrections. Wiley, New York. • CHOQUET (R.), REBOULET (A.-M.), PRADEL (R.), GIMENEZ (O.) & LEBRETON (J.-D.) 2002.– *User's Manual for U-CARE*. Mimeographed document, CEFE/CNRS, Montpellier (ftp://ftp.cefe.cnrs-mop.fr/biom/Soft-CR). • CRAMP (S.) & SIMMONS (K. E. L.) 1980.– *The Birds of the Western Palearctic*. Volume II. Oxford University Press, Oxford.

• EWINS (P. J.) 1994 – *The fall and rise of Osprey populations in the Great Lakes basin*. Great Lakes Fact Sheet. *http://www.on.ec.gc.ca/wildlife/publications-e.html*

• HENNY (C. J.) & WIGHT (H. M.) 1967.– An endangered Osprey population : estimates of mortality and production. *Auk*, 86 : 188-198.

• LEBRETON (J.-D.), BURNHAM (K. P.), CLOBERT (J.) & ANDERSON (D. R.) 1992.– Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals : a unified approach with case studies. *Ecological Monographs*, 62 : 67-118.

• MOUGEOT (F.), THIBAULT (J.-C.) & BRETAGNOLLE (V.) 2002. Effects of territorial intrusions, courtship feedings and mate fidelity on the copulation behaviour of the Osprey. *Animal Behaviour*, 64 : 759-769.

• ODSJÖ (T.) & SONDELL (J.) 2001.– Population status and breeding success of Osprey *Pandion haliaetus* in Sweden, 1971-1998. *Vogelwelt*, 122 : 155-166.

• PRADEL (R.) 1996. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics*, 52 : 703-709.

• SAUROLA (P.) 1995. Finnish Ospreys *Pandion haliaetus* in 1971-1994. *Vogelwelt*, 116 : 199-204. • SCHMIDT (D.) & WAHL (R.) 2001. Nest site and mate tenacity of Ospreys *Pandion haliaetus* ringed in eastern Germany and central France. *Vogelwelt*, 122 : 129-140.

• THIOLLAY (J.-M.) & WAHL (R.) 1998.– Le Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* nicheur en France continentale, écologie, dynamique et conservation. *Alauda*, 66 : 1-12.

• WAHL (R.) 1999a.– Balbuzard pêcheur- France continentale. *Rapaces de France*. Suppl. n° 1 de *l'Oiseau magazine*. • WAHL (R.) 1999b.- *Suivi du Balbuzard pêcheur en région Centre 1999*. Rapport interne Plan de restauration du Balbuzard pêcheur 1999-2003. FIR/LPO/MATE. • WAHL (R.) 1999c.– Le Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* en France continentale. Premières observations en 1998 d'oiseaux porteurs de bagues colorées. *Ornithos*, 6 : 105-114. • WAHL (R.) 2000a.– *Suivi du Balbuzard pêcheur en région Centre 2000*. Rapport interne Plan de restauration du Balbuzard pêcheur 1999-2003. FIR/LPO/ MATE. • WAHL (R.) *et al*. 2000b.– Le Balbuzard pêcheur en France. *Oiseau magazine*, 58 : 44-53. • WAHL (R.) 2001a.– *Suivi du Balbuzard pêcheur en région Centre. 2001*. Rapport interne. Plan de restauration du Balbuzard pêcheur 1999-2003. FIR/ LPO/ MATE. • WAHL (R.) & PERTHUIS (A.) 2001b. - Suivi des populations de Balbuzard pêcheurs dans le Loiret, Loir- et- Cher et Sologne en 2001. *Rapaces de France*. Suppl. n° 3 de *l'Oiseau magazine*. • WAHL (R.) 2001c. Marquage coloré des Balbuzards pêcheurs, *Pandion haliaetus*, orléanais : Bilan 1999-2000. *Ornithos*, 3 : 96-99. • WAHL (R.) 2002. *Suivi du Balbuzard pêcheur en région Centre 2002*. Rapport interne. Plan de restauration du Balbuzard pêcheur 1999-2003. FIR/ LPO/ MATE. • WAHL (R.) 2003. *Suivi du Balbuzard pêcheur en région Centre 2003*. Rapport interne. Plan de restauration du Balbuzard pêcheur 1999-2003. FIR/ LPO/ MEDD. • WHITE (G. C.) & BURNHAM (K. P.) 1999.– Program MARK : survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, Supplement 46 : 120-138.


Gérard Rocamora
Dosithée Yeatman-Berthelot
Oiseaux menacés
et à surveiller
en France
Liste Rouge
et priorités
Populations
Tendances
Conservation
OPÉRATION RÉSERVÉE AUX MEMBRES DE LA SEOF
600 pages, 230 dessins, 250 cartes, 30 graphiques et illustrations, Format 21 x 29,7 + reliure, Préface A. Bougrain-Dubourg et B. Frochot
A commander à SEOF-Alauda, MNHN, bibliothèque, case postale 51, 55 rue Buffon, 75231 Paris cedex 05
19 € + 6 € port

 Alauda 73 (4), 2005: 375-388

# RÉSULTATS DE DIX ANNÉES DE BAGUAGE DE FAUVETTES PALUDICOLES *Acrocephalus* sp. DANS L'ESTUAIRE DE LA LOIRE

Marjolaine CAILLAT, Hubert DUGUÉ, Gilles LERAY, Alain GENTRIC, Jo POURREAU, Romain JULLIARD[1,4] & Pierre YÉSOU[1,2]

**Results of ten years ringing *Acrocephalus* warblers in the estuary of the Loire River, western France.** Since 1994 birds have been mist-netted and ringed each summer (15 July to 25 September yearly, occasionally up to mid October) in a 20 ha *Phragmites australis* reedbed at "Le Massereau" nature reserve, on the southern bank of the estuary of the river Loire. Nearly 58,000 birds have been caught from 1994 to 2003, including circa 40,000 *Acrocephalus* warblers. We present some preliminary results for these four warbler species, focusing on phenology of occurrence and the origin of ringed birds. Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* accounted for less than 1% of captures. The species reaches the northwestern limit of its breeding range near the study site, and it is considered that most records refer to individuals from local populations. However, a minority of captures occurs rather late in the season (mid August to mid September) and may concern passage migrants from small, isolated, populations in northern Europe (mostly The Netherlands). Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* (16,589 birds caught, i.e. 42% of all *Acrocephalus*) is a common breeder in the area, and the distribution of captures (frequency of adult birds rapidly declining, highest abundance of juveniles by mid August) suggests that a majority of birds come from local populations. Passage migrants occur from early August (occasionally mid July) and are mostly juveniles coming from northwestern Europe and, exceptionally, from Central Europe. With 22,642 individuals (59% of all *Acrocephalus*) caught over 10 years, Sedge



Warbler *Acrocephalus schoenobaenus* is the most abundant bird species at the study site. Migrants from northwest Europe and particularly from Britain progressively replace local birds. It is suggested that the study site and other reed beds around the Loire estuary are important migration stopover sites for this species. Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* occurs yearly and its capture rate has increased markedly (c. 150 individuals ringed in 2002) as a result of the systematic use tape luring in recent years.

**Mots clés** : Baguage, Rousserolles turdoïde, effarvatte, Phragmites des joncs et aquatique, Estuaire Loire (France).

**Key words** : Ringing, Great Reed, Reed, Aquatic and Sedge Warblers, Loire river estuary (France).

[1] Station biologique Audubon, c/o L.P.O., 1 rue André Gide, F 44000 Nantes.

[2] Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS), 53 rue Russeil, F 44000 Nantes.

[3] Association des bagueurs de Loire-Atlantique (ABLA), 32 rue Martine Carol, F 44300 Nantes.

[4] Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux (CRBPO), 55 rue Buffon, F 75005 Paris.

## INTRODUCTION

Près de la moitié des espèces d'oiseaux européens sont migratrices (BERTHOLD 2001). Cette migration occasionne de formidables dépenses d'énergie d'où l'absolue nécessité pour les populations concernées d'adopter une stratégie de stockage et de reconstitution de réserves de graisse permettant les grands trajets (ALERSTAM & HEDENSTRÖM, 1998). Ces stratégies se sont mises en place notamment lors de la fin de la dernière période glaciaire. Aujourd'hui, les changements globaux, qu'ils soient d'ordre climatique ou résultant de l'occupation des sols par les activités humaines, fragilisent ces stratégies et posent la question du statut de conservation globale des populations européennes d'oiseaux migrateurs. Cette question se pose de manière particulièrement aiguë pour les passereaux paludicoles, c'est-à-dire tributaires des roselières, milieu de fort intérêt patrimonial en nette régression en Europe.

Le baguage coordonné des passereaux paludicoles dans diverses zones humides à travers toute l'Europe vise à poursuivre l'étude de la biologie lors des haltes migratoires. Il s'agit de déterminer le fonctionnement de ces populations et leur dépendance vis-à-vis de la qualité de l'habitat, ainsi que d'évaluer la nécessité d'un réseau de zones humides à l'échelle tant de la France que de l'ensemble du Paléarctique occidental, afin d'assurer une des conditions de la survie de ces populations.

En France, le baguage des passereaux paludicoles s'effectue principalement sur le couloir de migration de la façade Manche-Atlantique, où deux localités produisent un effort de capture coordonné sur une longue période. Il s'agit d'une part de la station de baguage de Trunvel, initiée en 1988 en baie d'Audierne (Finistère, BARGAIN & HENRY, 2000; BARGAIN *et al.*, 2002; Bruno BARGAIN, comm. pers.), et d'autre part de la station du Massereau, depuis 1994 dans l'estuaire de la Loire (Loire-Atlantique). Le présent article propose une première analyse des informations obtenues en 10 années (1994-2003) sur ce dernier site, concernant quatre espèces de rousserolles et phragmites *Acrocephalus* sp. Cette étude vise à mettre en évidence le rôle d'accueil des roselières de l'estuaire de la Loire lors de la dispersion et de la migration post-nuptiales de ces espèces, afin d'étayer les stratégies de conservation qui pourraient y être développées en faveur de ces oiseaux et de leurs habitats.

## SITE D'ÉTUDE

L'estuaire de la Loire a été profondément aménagé par l'homme au cours des XIXe et XXe siècles. Sur les parties non industrialisées, les rives de l'estuaire se caractérisent avant tout par un paysage d'aspect ouvert ou semi-bocager, composé de prairies partiellement inondables entrecoupées de chenaux, où se développent des roselières. Tel est le paysage de la Réserve du Massereau (47°15'N, 01°53'W), située sur la rive sud du fleuve sur la commune de Frossay (Loire-Atlantique: FIG. 1). Dans la partie sud-ouest de cette réserve, une roselière dominée par le roseau commun *Phragmites australis* occupe environ 20 hectares. Cette roselière est ennoyée jusqu'au début du printemps puis le substrat s'assèche progressivement, ce qui facilite le développement du faux roseau *Phalaris arundinacea* et de liserons *Convolvulus sp.*, le poids de ces derniers couchant par places les roseaux sur lesquels ils se développent. Certaines années, une étendue variable de la roselière est fauchée en cours d'été dans le cadre de la gestion agricole de la réserve. La roselière est bordée au Sud par une large haie arborée à strate arbustive épaisse et sur les autres côtés par des prairies partiellement marécageuses, pâturées par des bovins.

## MÉTHODES

Les opérations de baguage ont débuté en 1994 sur le site du Massereau à l'initiative de l'Association des bagueurs de Loire-Atlantique (ABLA), avec l'accord et le soutien de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS), gestionnaire de cet espace protégé. L'effort de baguage s'est progressivement développé jusqu'en 1998, et est standardisé depuis cette date: du 15 juillet au 25 septembre, les captures sont effectuées quotidiennement du lever du jour à 12 heures légales, lorsque les conditions météorologiques le permettent. Occasionnellement, des



séances de capture sont réalisées jusqu'à mi-octobre. De plus, des séances dirigées vers la capture d'hirondelles sont parfois effectuées en soirée ; ces séances vespérales ne sont pas prises en compte car elles ne fournissent quasiment aucune capture d'*Acrocephalus*.

Des filets japonais d'une hauteur de 2,50 mètres sont tendus à travers toute la largeur de la

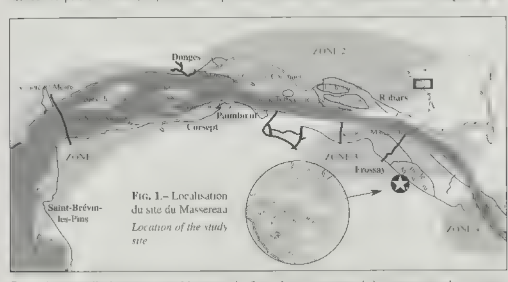



FIG. 1.– Localisation du site du Massereau

*Location of the study site*

PHOTO. Vue partielle de la réserve du Massereau. Le fleuve Loire est en haut de la photographie. La roselière [illegible] dans [illegible] utilisée pour le baguage y est bien visible (photo [illegible] ONCFS).

*Aerial photograph of part of the Massereau nature reserve. The Loire River can be seen in the upper part of the photo. The [illegible] used for ringing [illegible] clearly [illegible].*



roselière, soit une longueur de 216 mètres. Une dizaine de bagueurs agréés par le CRBPO (Muséum National d'Histoire Naturelle) se relaient sur le site au long de la saison, au rythme d'une semaine de présence continue pour chaque bagueur. Le programme de captures conduit par l'ABLA au Massereau étant agréé par le CRBPO au titre de la formation des futurs bagueurs, un à quatre stagiaires assistent généralement le bagueur officiel.

La repasse au magnétophone est régulièrement utilisée, mais sans protocole précis avant 2002 ; au choix de chaque bagueur, un ou deux magnétophones diffusaient de manière discontinue des cris de passereaux paludicoles, en particulier des cris de Bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus* et de fauvettes *Acrocephalus* sp. Des vocalisations de Phragmite aquatique *A. paludicola* ont été utilisées de plus en plus fréquemment, puis quotidiennement en 2002 et 2003, le protocole de repasse suivant alors les préconisations du programme ACROLA coordonné par le CRBPO pour l'étude de cette espèce.

Une fois capturés, les oiseaux sont immédiatement identifiés (espèce, éventuellement âge et sexe), bagués, mesurés (biométrie, poids, adiposité : ces mesures sont standardisées dans le cadre du Programme national de baguage coordonné par le CRBPO), et relâchés. Les oiseaux déjà porteurs d'une bague lors de leur capture (on parle alors de "contrôles") sont mesurés avant d'être relâchés. Les informations sur l'origine des oiseaux bagués à l'étranger, et sur les contrôles d'oiseaux bagués au Massereau effectués à distance du site de marquage, sont ultérieurement communiquées par le CRBPO.

La présente étude porte sur une fraction du jeu de données ainsi constitué : l'analyse de l'importance numérique des captures, de leur phénologie, et des déplacements d'oiseaux détectés entre le Massereau et d'autres sites, pour les quatre espèces du genre *Acrocephalus* capturées sur le site. De manière générale, le présent travail ne porte pas sur les variables biométriques.

Pour limiter les biais occasionnés par une pression de capture obligatoirement variable du fait de contingences météorologiques et humaines, les nombres quotidiens de captures ont été transformés en indices en suivant les préconisations de standardisation de Berthold (1973), généralement appliquées dans les études de même type (p. ex. TERRAIN & JENNI, 1989; BARGAIN *et al.*, 2002). Pour ce faire, les captures journalières sont sommées par pentade (période de 5 jours), les pentades étant numérotées à partir du début de l'année civile ; puis pour chaque pentade cette somme est transformée par simple règle de trois en un "indice de capture" correspondant au nombre moyen d'oiseaux capturés par jour par 100 mètres de filet.

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

De 1994 à 2003, ont été capturés 57 760 oiseaux appartenant à 65 espèces, parmi lesquels les passereaux considérés comme strictement paludicoles (10 espèces) fournissent 46 069 captures, soit 80 % (TAB. I). Les 39 826 captures d'*Acrocephalus* sp. représentent 69 % du total des captures, et 86 % des passereaux paludicoles.

**Rousserolle turdoïde *Acrocephalus arundinaceus***

La roselière du Massereau ne correspond pas au type d'habitat préférentiel de l'espèce, qui est ici près de la limite nord-ouest de son aire de répartition. Ce constat explique le nombre relativement faible de captures (256, soit 0,6 % des captures de passereaux paludicoles) réalisées de 1994 à 2003. La proportion de contrôles est importante (34 %), s'agissant pour 93 % de contrôles intra-annuels effectués de 1 à 25 jours après la capture initiale (en moyenne 8 jours). Il s'agit surtout de jeunes individus (84 % des captures incluant les contrôles, n = 256, ou 80 % des individus bagués, n = 165). L'absence de capture d'adultes certaines années (1995 et 2003) s'accorde au fait que l'espèce ne niche pas régulièrement aux abords du site d'étude.

Les premières captures ont généralement lieu dès les premiers jours suivant la mise en place des filets. La date des dernières captures, qui diffère fortement selon les années (test t de comparaison de moyenne, P = 0,0001) est en moyenne le 9 août pour les adultes (24 juillet – 21 août, écart-type : 11,7 jours) et le 4 septembre pour les jeunes (21 août – 18 septembre, écart-type = 10,8). Il n'y a aucune capture après le 22 septembre.

La date médiane de capture est le 8 août (31 juillet – 2 août selon les années, écart-type 9,5 jours), les adultes étant capturés plus tôt en



**Tableau I** Les 10 espèces de passereaux paludicoles capturées sur le site du Massereau.
*The ten species of reed-bed passerines mist-netted at Massereau.*

| Espèces | Nombre total de captures | Nombre de bagues posées | | Nombre de contrôles | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | Intra-annuel | | Autres | |
| | | N | % | N | % | N | % |
| Phragmite des joncs *Acrocephalus schœnobaenus* | 22642 | 21248 | 93,8 | 1030 | 4,6 | 365 | 1,6 |
| Rousserolle effarvatte *A. scirpaceus* | 16589 | 13726 | 82,7 | 2258 | 13,6 | 605 | 3,7 |
| Bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus* | 1952 | 1551 | 79,5 | 287 | 14,7 | 113 | 3,7 |
| Gorgebleue à miroir *Luscinia svecica* | 1509 | 1065 | 70,6 | 337 | 22,3 | 107 | 7,1 |
| Bouscarle de Cetti *Cettia cetti* | 1326 | 934 | 70,4 | 358 | 27 | 34 | 2,6 |
| Locuste le luscinoïde *Locustella luscinoides* | 855 | 694 | 81,2 | 155 | 13,1 | 6 | 0,7 |
| Phragmite aquatique *A. paludicola* | 339 | 337 | 99,4 | 2 | 0,6 | 0 | 0 |
| Locustelle tachetée *L. naevia* | 307 | 290 | 94,5 | 17 | 5,5 | 0 | 0 |
| Rousserolle turdoïde *A. arundinaceus* | 256 | 163 | 63,7 | 87 | 34 | 6 | 2,3 |

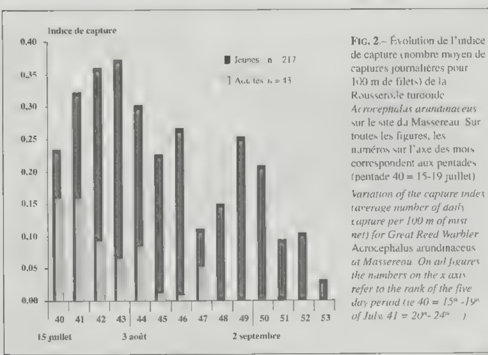



**Fig. 2.**– Évolution de l'indice de capture (nombre moyen de captures journalières pour 100 m de filets) de la Rousserolle turdoïde *Acrocephalus arundinaceus* sur le site du Massereau. Sur toutes les figures, les numéros sur l'axe des mois correspondent aux pentades (pentade 40 = 15-19 juillet)

*Variation of the capture index (average number of daily capture per 100 m of mist net) for Great Reed Warbler* Acrocephalus arundinaceus *at Massereau. On all figures the numbers on the x axis refer to the rank of the five day period (ie 40 = 15th -19th of July, 41 = 20th - 24th ...)*

**Fig. 3.** - Variations interannuelles des captures de Rousserolle turdoïde *Acrocephalus arundinaceus* sur le site du Massereau.
*Between year variations in the number of Great Reed Warbler* Acrocephalus arundinaceus *mist netted at Massereau.*

saison (médiane 28 juillet, écart-type 5,4) que les jeunes (8 août, écart-type: 10,2), la différence étant significative (test t, P = 0,02).

Aucun oiseau capturé au Massereau n'a été signalé sur un autre site. Deux individus avaient été préalablement bagués ailleurs en France. Quatre oiseaux bagués durant l'étude ont été contrôlés un ou deux ans plus tard sur le même site.

Ces différents éléments permettent d'interpréter l'évolution des captures (Fig. 2) comme reflétant avant tout la dispersion de la population régionale de Rousserolle turdoïde, avant les départs en migration proprement dite. Conformément au schéma migratoire de l'espèce (Cramp, 1992), ces départs sont plus précoces pour les adultes que pour les jeunes. Les captures de jeunes oiseaux montrent deux pics d'abondance, fin juillet puis fin août, qui reflètent pour partie des phénologies de capture très variable selon les années (Fig. 3). De plus, et malgré l'absence de données équivalentes en baie d'Audierne où le passage de l'espèce n'est pas décelé (B. Bargain, comm. pers.), l'hypothèse du passage d'une population allochtone peut être envisagée pour le second pic, dont la chronologie coïncide d'une part avec le départ en migration des Rousserolles turdoïdes nichant plus au Nord-Est (Pays Bas essentiellement, Van den Berg & Bosman, 1999; Bijlsma *et al.*, 2001), d'autre part avec le passage ressenti dans le Sud Est de l'Angleterre (Dymond *et al.*, 1989).

### Rousserolle effarvatte *Acrocephalus scirpaceus*

La Rousserolle effarvatte est très abondante dans les grandes roselières des zones humides du complexe estuarien ligérien, en particulier en Brière et sur le lac de Grand-Lieu. Probablement plusieurs milliers de couples nichent sur un rayon de 30 km autour du site d'étude, avec des densités parfois supérieures à 10 chanteurs par hectare (Le Bail, 1992a). L'espèce semble atteindre de telles densités au Massereau.

De 1994 à 2003, il y a eu 16589 captures de Rousserolle effarvatte sur le site d'étude, soit 36 % des captures de passereaux paludicoles et 42 % des captures d'*Acrocephalus sp.* Les contrôles, qui représentent 13,6 % des captures, montrent deux



caractéristiques. Ils sont essentiellement réalisés dans la même saison que la capture initiale (79 %, n = 2256), ils concernent surtout des oiseaux bagués sur le site d'étude, seulement 79 contrôles (2,8 %) concernent des oiseaux bagués à l'étranger.

Ces derniers proviennent majoritairement d'individus bagués en Belgique (46), aux Pays-Bas (12) et en Angleterre (7, plus 1 des îles Anglo-normandes), et pour le reste en Espagne (3), en Suède (3), en Allemagne (2), en Pologne (2), au Danemark (1), en Tchécoslovaquie (1) et en Lituanie (1). Par ailleurs, 56 oiseaux capturés au Massereau portaient une bague française, l'origine nous étant actuellement connue pour seulement 32 % d'entre eux : 12 avaient été bagués sur place au printemps, 4 avaient été bagués à proximité en Loire-Atlantique, et 2 en Baie d'Audierne.

Pour l'ensemble du jeu de données comme pour les seuls contrôles d'oiseaux bagués à l'étranger, il s'agit très majoritairement de jeunes de l'année (respectivement 84 % et 87 %). Les sept oiseaux bagués plus à l'Est que les Pays-Bas et l'Allemagne, c'est à-dire provenant de populations dont la voie migratoire est généralement plus orientale (Jarry, 1980 ; Dowsett-Lemaire & Dowsett, 1987), étaient des juvéniles.

Les contrôles inter-annuels concernent pour 53 % (n = 49) des oiseaux ultérieurement capturés sur le site d'étude pendant la période de reproduction, de un à cinq ans plus tard. Les contrôles réalisés à l'extérieur du site d'étude proviennent en bonne part (34 %, n = 32) de la roselière de Donges, sur la rive opposée de l'estuaire de la Loire (11 contrôles en deux saisons de baguage sur ce site), et trois autres captures montrent des échanges entre le lac de Grand-Lieu et le site d'étude. Ces contrôles soulignent deux phénomènes, sans suffire à les quantifier : la population reproductrice locale participe à la masse des captures, et les Rousserolles effarvattes se déplacent entre les

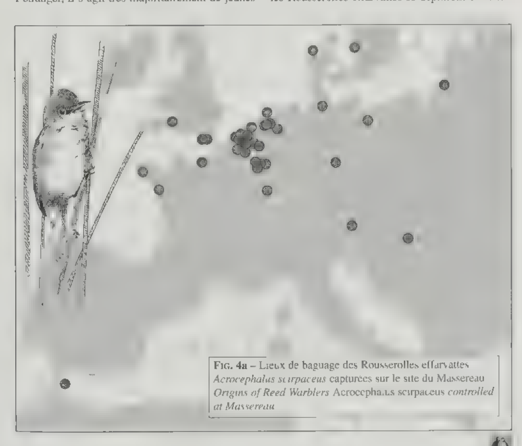


Fig. 4a – Lieux de baguage des Rousserolles effarvattes *Acrocephalus scirpaceus* capturées sur le site du Massereau.
*Origins of Reed Warblers* Acrocephalus scirpaceus *controlled at Massereau.*

**Fig. 4a** – Lieux de contrôle des Rousserolles effarvattes *Acrocephalus scirpaceus* capturées sur le site du Massereau.

*Controls of Reed Warblers* Acrocephalus scirpaceus *ringed at Massereau*

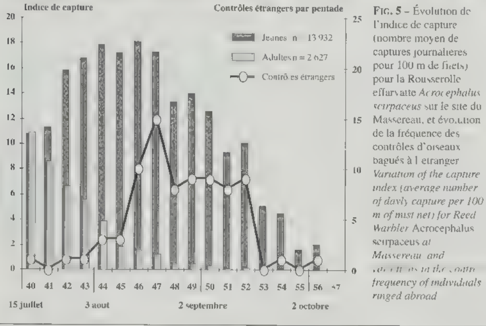



**Fig. 5** – Évolution de l'indice de capture (nombre moyen de captures journalieres pour 100 m de filets) pour la Rousserolle effarvatte *Acrocephalus scirpaceus* sur le site du Massereau, et évolution de la fréquence des contrôles d'oiseaux bagués à l'etranger.

*Variation of the capture index (average number of daily capture per 100 m of mist net) for Reed Warbler* Acrocephalus scirpaceus *at Massereau and variations in the control frequency of individuals ringed abroad*



différentes roselières de l'estuaire de la Loire D'autres contrôles ont été obtenus sur l'axe migratoire de l'espèce, au Sud jusqu'en Espagne (FIG 4)

Chaque année, l'espèce est capturée dès les premières séances de baguage. Les oiseaux adultes forment près de 50 % de l'effectif capturé en tout début de saison, mais leur fréquence décline rapidement, les captures d'adultes se faisant rares dès la mi-août (FIG. 4), avec le 11 septembre comme date moyenne de dernière capture (écart-type. 10,4 jours) Chaque année, des juvéniles sont capturés dès le premier jour de baguage et jusqu'au dernier jour. Au cours de l'été, la fréquence des captures de juvéniles s'accroît jusqu'à mi-août, puis décline en se poursuivant jusqu'en octobre La date médiane de capture des adultes est le 31 juillet (elle varie selon les années entre le 29 juillet et 2 août, écart-type: 1,4 jour), celle des juvéniles le 14 août (6 au 16 août, écart-type: 4,3 jours), soit une différence très significative (test U MANN WHITNEY, P = 0,005).

Les premières captures d'oiseaux bagués à l'étranger se font en moyenne le 8 août, avec à nouveau une différence selon les âges: en moyenne le 5 août (entre le 16 juillet et 17 août, écart-type: 15,6 jours) pour les adultes, qui ont fourni des contrôles seulement 4 années sur 10 (1998, 1999, 2000, 2002), et le 14 août pour les juvéniles (entre le 6 août et 23 août, écart type: 5,6 jours)

Ces différentes informations permettent l'interprétation suivante. Le départ progressif et précoce des adultes intervient à la fin de la période d'élevage des jeunes L'accroissement simultané de la fréquence des juvéniles traduit dans un premier temps leur dispersion lors de phase d'émancipation, ou "phase d'agitation pré-migratoire" (B BARGAIN, comm. pers ). Jusqu'à la mi-août, la fréquentation du site est surtout le fait de rousserolles issues de populations locales ou régionales, les apports d'oiseaux bagués à l'étranger restant marginaux La baisse de fréquence des captures se fait ensuite par paliers, qu'il est possible de mettre en relation avec la phénologie de passage d'oiseaux allochtones telle que déduite des contrôles d'individus bagués à l'étranger (FIG. 5) : la faible participation de ces derniers à la masse des contrôles suggère toutefois que les rousserolles d'origine locale ou régionale pourraient fournir la grande majorité des captures tout au long de la saison

**Phragmite des joncs**
***Acrocephalus schoenobaenus***

Le Phragmite des joncs est un nicheur relativement commun, mais avec des effectifs fluctuants, sur les zones humides de l'estuaire de la Loire (LE BAIL, 1992b). C'est l'espèce la plus fréquemment capturée sur le site d'étude. En 10 ans, 22 642 oiseaux ont été capturés, soit 49 % des captures de passereaux paludicoles et 59 % des captures d'*Acrocephalus*. Les individus juvéniles comptent pour 83 % des captures. Les contrôles (1 395, soit 6,2 % des captures) sont proportionnellement beaucoup moins fréquents que pour la Rousserolle effarvatte, et 60 % des contrôles d'oiseaux bagués hors du site d'étude concernent des oiseaux bagués à l'étranger.

Les oiseaux bagués à l'étranger (n = 204) proviennent majoritairement des îles Britanniques (78 %); il est très probable qu'il s'agisse essentiellement d'oiseaux nichant sur ces îles car celles-ci reçoivent proportionnellement peu de

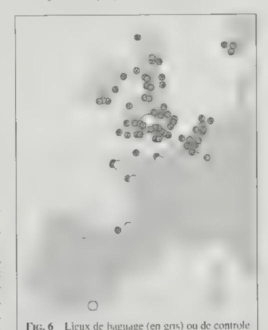


**FIG. 6** Lieux de baguage (en gris) ou de contrôle (en blanc) des Phragmites des joncs *Acrocephalus schœnobaenus* capturés sur le site du Massereau

*Ringing (in grey) and control (in white) of Sedge Warblers* Acrocephalus schoenobaenus *mist netted at Massereau*

migrateurs d'origine nord-orientale (PEACH, 2002). Par ailleurs, 11 % des oiseaux contrôlés au Massereau ont été bagués en Belgique, et quelques-uns aux Pays-Bas, en Norvège, dans les îles Anglo-normandes et en Espagne (FIG. 6).

La fréquence des captures, relativement faible en début de saison, s'accroît rapidement jusqu'à vers la mi-août, puis décline : la date médiane de capture est le 13 août (entre le 6 août et le 18 août selon les années, écart-type = 4,2), il n'y a eu aucune capture en octobre (FIG. 7). Il s'agit initialement d'oiseaux appartenant à la population nicheuse locale ou régionale, qui sont rapidement rejoints puis remplacés par des individus effectuant une halte migratoire sur le site : les premiers contrôles d'oiseaux bagués en France se font en moyenne le 17 juillet (entre le 14 et 27 juillet selon les années, écart type = 4,8), alors que les premiers contrôles d'oiseaux bagués à l'étranger se font en moyenne le 29 juillet (entre le 21 juillet et 6 août, écart type = 5,5) ; ces derniers deviennent plus nombreux que les contrôles français début août (FIG. 8).

La phenologie des captures ne varie guere entre adultes et jeunes, si ce n'est que les adultes paraissent absents dès la mi-septembre (FIG. 7). Pour les migrateurs étrangers d'âge connu, on ne note aucune différence marquée entre classes d'âge, les premiers jeunes étant capturés en moyenne deux jours plus tard que les premiers adultes : 2 août (entre le 28 juillet et 15 août selon les années) pour les oiseaux de l'année, contre 31 juillet (entre le 25 juillet et le 9 août) pour les oiseaux plus âgés. Plus généralement, la date médiane de capture des adultes est le 12 août (entre le 6 et 15 août, écart type = 2,9), et le 15 août pour les jeunes (entre le 7 et 19 août, écart-type = 4,9), différence qui n'est pas significative (test de MANN WHITNEY, U = 13, P > 0,05).

Par ailleurs, la chronologie des captures varie peu d'une année à l'autre (FIG. 9).

Sur le site d'étude, 80 % des contrôles d'oiseaux d'âge connu bagués à l'étranger (n = 173) se font l'année même de leur baguage. Ces oiseaux contrôlés la même année sont pour 92 % des jeunes. Or, selon BIBBY & GREEN (1981), les oiseaux

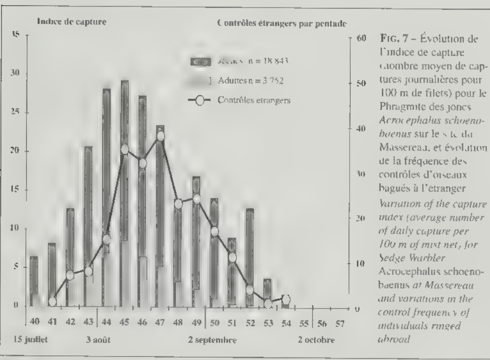



FIG. 7 – Évolution de l'indice de capture (nombre moyen de captures journalières pour 100 m de filets) pour le Phragmite des joncs *Acrocephalus schoenobaenus* sur le site du Massereau, et évolution de la fréquence des contrôles d'oiseaux bagués à l'étranger
*Variation of the capture index (average number of daily capture per 100 m of mist net, for Sedge Warbler* Acrocephalus schoenobaenus *at Massereau and variations in the control frequency of individuals ringed abroad*

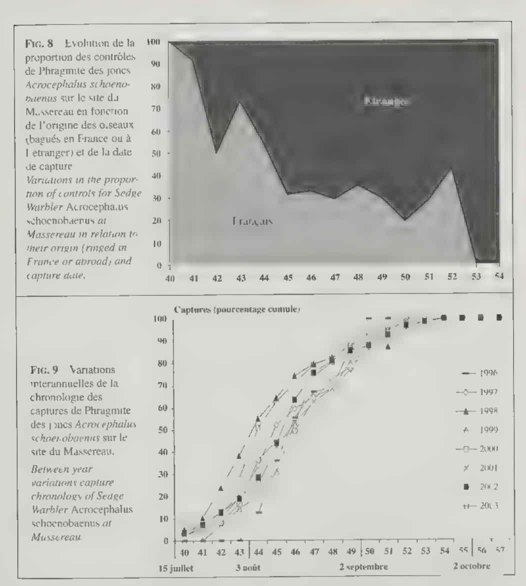



**Fig. 8** – Evolution de la proportion des contrôles de Phragmite des joncs *Acrocephalus schoenobaenus* sur le site du Massereau en fonction de l'origine des oiseaux (bagués en France ou à l'étranger) et de la date de capture.
*Variations in the proportion of controls for Sedge Warbler* Acrocephalus schoenobaenus *at Massereau in relation to their origin (ringed in France or abroad) and capture date.*

**Fig. 9** – Variations interannuelles de la chronologie des captures de Phragmite des joncs *Acrocephalus schoenobaenus* sur le site du Massereau.
*Between year variations capture chronology of Sedge Warbler* Acrocephalus schoenobaenus *at Massereau.*

britanniques n'effectueraient qu'une seule escale migratoire en Europe : la forte proportion de contrôles sur le site d'étude suggère donc que la roselière du Massereau représente une halte migratoire d'importance non négligeable pour ces oiseaux.

Enfin, 58 oiseaux bagués ou contrôlés au Massereau ont été contrôlés sur d'autres sites, dont 38 % dans les îles Britanniques, entre fin avril (26 avril) et début août (11 août), en général l'année suivant leur capture au Massereau. Deux oiseaux ont par ailleurs été capturés l'année suivante aux Pays-Bas au mois d'avril, huit ont été contrôlés en Espagne : un quelques jours après son baguage au Massereau, et sept en mars-avril lors de la migration prénuptiale. Les autres oiseaux contrôlés (n = 25) l'ont été dans le tiers nord-ouest de la France, du Lot et Garonne au Pas-de-Calais. Pour 32 %, ces contrôles français ont été réalisés dans l'estuaire de la Loire, particulièrement dans

la roselière de Donges sur la rive opposée du fleuve, parfois quelques jours seulement après la capture initiale au Massereau

**Phragmite aquatique *Acrocephalus paludicola***

Considéré comme "vulnérable" par l'UICN, le Phragmite aquatique est l'un des passereaux nicheurs les plus rares d'Europe avec un effectif estimé à, au mieux, 21 000 couples, auxquels pourraient s'ajouter plusieurs milliers de couples dans l ouest de la Sibérie (*BirdLife International*, 2004) En route vers ses quartiers d'hivernage en Afrique de l'Ouest, une partie au moins de la population effectue des haltes migratoires dans l'ouest de l'Europe, particulièrement sur des zones humides proches du littoral des Pays Bas à l'ouest de la France (CRAMP, 1992; BARGAIN, 1999) L'importance des haltes migratoires françaises est restée méconnue jusqu'à l'intensification récente du baguage (CRUON *et al.*, 1987).

Le Phragmite aquatique est très attiré par la repasse de vocalisations de fauvettes paludicoles, et particulièrement par la repasse de son propre chant (B. BARGAIN, comm pers ). Sur le site d'étude, la repasse des vocalisations de l'espèce est utilisée de plus en plus souvent, et de manière systématique depuis 2002 sous l'impulsion d'un programme spécifique initié cette année là par Bretagne-Vivante (B. BARGAIN, comm. pers ) et relayé au plan national par le CRBPO. Cela explique que sur 339 captures de Phragmite aquatique enregistrées depuis 1994 au Massereau, 66 % ont été réalisées en 2002 et 2003, l'année 2002 regroupant à elle seule 44 % des captures (FIG. 10) Les oiseaux de l'année sont très majoritaires (85 % des captures), la proportion d'adultes variant fortement (10 à 25 % par an, 1998 2003)

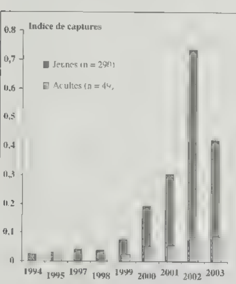



FIG. 10 – Nombre annuel de captures de Phragmite aquatique *Acrocephalus paludicola* sur le site du Massereau (2002 et 2003 : usage systématique de la repasse)

*Yearly number of mist netted Aquatic Warblers* Acrocephalus paludicola *at Massereau (systematic tape luring in 2002 and 2003)*

La phénologie des captures est marquée par deux pics Le premier, centré sur la mi août, intéresse toutes les classes d'âge. Un mois plus tard, un deuxième pic concerne uniquement des jeunes de l'année, les dernières captures d'adultes étant réalisées juste avant ce second pic (FIG. 11). Cependant, la phénologie observée varie fortement selon les années. Durant les premières années, quand la repasse était peu utilisée, les variations apparentes pouvaient être aléatoires, reflétant au moins pour partie la faiblesse de l'échantillonnage. Mais, à protocole de repasse constant, une différence apparaît entre 2002 et 2003 la première année, l'abondance est extrêmement marquée en août, au point de contribuer pour près de moitié au pic illustré à la Fig 11 ; en 2003, les pics d'août et de septembre étaient d'intensité similaire. Globalement, la date médiane de capture est le 16 août (écart type · 4,3 jours), un peu plus précoce pour les adultes (13 août, écart type · 4,4) que pour les jeunes (19 août, écart type 4,2).

Le taux de contrôle sur le site d'étude est faible : environ 1 % des oiseaux ont été contrôlés lors de leur halte sur la roselière du Massereau, de un à cinq jours après leur baguage. Par ailleurs, un oiseau bagué un 13 août en baie d'Audierne a été contrôlé 10 jours plus tard au Massereau Un autre, bagué lui aussi un 13 août dans la roselière de Donges, a été contrôlé sur le site d'étude 10 jours plus tard Enfin, un adulte bagué le 6 août 2002 au Massereau y a été à nouveau capturé le 9 août 2003



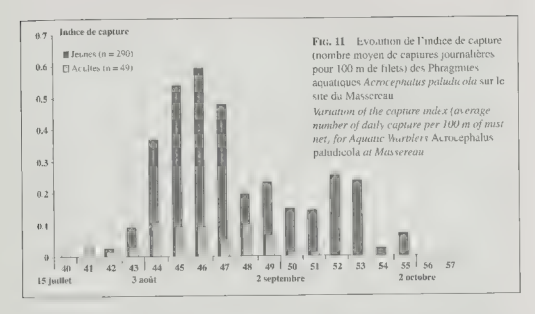



**Fig. 11** Évolution de l'indice de capture (nombre moyen de captures journalières pour 100 m de filets) des Phragmites aquatiques *Acrocephalus paludicola* sur le site du Massereau
*Variation of the capture index (average number of daily capture per 100 m of mist net) for Aquatic Warblers* Acrocephalus paludicola *at Massereau*

## CONCLUSION

Les opérations de baguage entreprises sur la roselière du Massereau ont permis de caractériser la fréquentation du site par les fauvettes paludicoles. D'intérêt marginal pour la reproduction de ces espèces, le site se révèle important lors de la dispersion post-nuptiale des oiseaux nichant dans la région. En particulier, il accueille alors des milliers de Rousserolles effarvattes. Concernant la Rousserolle turdoïde, et quoiqu'avec des effectifs beaucoup plus modestes, le site accueille dans les mêmes circonstances une proportion probablement non négligeable des effectifs nicheurs régionaux, et joue peut-être un rôle de halte migratoire pour la petite population relique des Pays-Bas. Les Phragmites des joncs qui transitent par le Massereau sont en revanche surtout des migrateurs venant d'autres régions et, pour une bonne part, d'outre-frontières, particulièrement d'individus bagués aux îles Britanniques : ces oiseaux effectuant généralement une seule halte en Europe de l'Ouest lors de leur migration vers l'Afrique, la forte fréquentation par des oiseaux étrangers souligne l'intérêt stratégique du site sur le trajet migratoire de l'espèce. De même, le site accueille régulièrement des Phragmites aquatiques, espèce considérée comme en mauvais état de conservation.

Plus généralement, ces commentaires s'appliquent au moins dans leurs grandes lignes à l'ensemble des zones humides riveraines de l'estuaire de la Loire, car pour toutes les espèces le baguage a mis en évidence des échanges entre le Massereau et d'autres roselières dont celles de Donges, du lac de Grand-Lieu, de Brière ou de la presqu'île de Guérande. Pour mieux cerner l'intérêt global des zones humides de la région et leur rôle respectif dans l'accueil de ces oiseaux, il conviendra de développer sur d'autres sites un programme de baguage complémentaire à celui mis en œuvre au Massereau. L'ABLA s'y emploie depuis 2003 sur la roselière de Donges et, en partenariat avec la SNPN gestionnaire de cette Réserve naturelle, il est envisagé d'intensifier l'effort de capture sur le lac de Grand-Lieu. À terme, d'autres sites devraient être couverts, et les informations ainsi acquises apporteront des éléments pour la gestion conservatoire de l'ensemble des zones humides de l'estuaire de la Loire.

## REMERCIEMENTS

L'analyse des données sur laquelle se fonde cet article a été réalisée à l'occasion d'un stage proposé par l'ONCFS (Délégation régionale Bretagne – Pays de la Loire), dans le cadre de la contribution de cet

établissement public au fonctionnement de la Station biologique Audubon. Ce stage a été organisé en concertation avec l'ABLA, la délégation LPO de Loire-Atlantique, et le CRBPO.

Hubert DUGUÉ, Alain GENTRIC, Gilles LERAY et Jo POURREAU† remercient vivement Jean-Claude BARBRAUD, Jacques BESNAULT, Patrick CHABLE, Michel CHAUCHEPRAT, Lionel FRÉDÉRIC, Étienne GIRAUDOT, Hervé JACOB, Philippe OLLIVIER, Romuald PLAT, Sébastien REEBER, Thierry ROGER, Franck SALMON, Joel TAURIN, Conrad THOMAS & Jean-Luc TRIMOREAU, bagueurs membres de l'ABLA, qui ont assuré la continuité des sessions de baguage sur le site du Massereau, ainsi que l'ensemble des stagiaires, trop nombreux pour être tous cités ici, qui s'y sont succédé au fil des années.

Bruno BARGAIN, responsable de la station de baguage de la baie d'Audierne, a bien voulu partager avec nous sa grande expérience de l'étude de la migration des fauvettes paludicoles, et a aimablement mis à notre disposition le compte rendu d'analyse des résultats obtenus sur ce site. Nous remercions également Olivier DEHORTER, du CRBPO, pour sa contribution à l'élaboration de la base de données.

Enfin, Marjolaine CAILLAT remercie toute l'équipe de la station ONCFS de Nantes pour son aide et sa disponibilité.

## BIBLIOGRAPHIE


- ALERSTAM (T.) & HEDENSTRÖM (A.) 1998.– The development of bird migration theory. *J. Avian Biol.* 29: 343-369.
- BARGAIN (B.) 1999. Phragmite aquatique *Acrocephalus paludicola* Pp. 456-457 *in* Rocamora (G.) & Yeatman-Berthelot (D.), Eds., *Oiseaux menacés et à surveiller en France*. Paris, S.E.O.F. & L.P.O. • BARGAIN (B.) & HENRY (J.) 2000.– Biologie de reproduction de la Rousserolle effarvatte *Acrocephalus scirpaceus* en Baie d'Audierne (Bretagne, France). *Alauda*, 68: 95-108. • BARGAIN (B.), VANSTEEWEGEN (C.) & HENRY (J.) 2002.– Importance des marais de la baie d'Audierne pour la migration du Phragmite des joncs *Acrocephalus schoenobaenus*. *Alauda*, 70: 37-55. • BERTHOLD (P.) 1973. Proposals for the standardization of the presentation of data of annual events, especially of migration data. *Auspicium*, 5 (suppl.): 49-59. • BERTHOLD (P.) 2001.– *Bird migration. A General Survey.* Second edition. Oxford Ornithology Serie. 253p. • BIBBY (C.) & GREEN (R.) 1983.– Autumn migration strategies of Reed and Sedge Warblers. *Ornis Scand.* 12: 1-12. • BIJLSMA (R.G.), HUSTINGS (F.) & CAMPHUYSEN (C.J.) 2001.– *Common and scarce birds of the Netherlands. Avifauna van Nederland* 2. Haarlem & Utrecht, G.M.B. & K.N.N.V. Pub. • BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. Fiche spécifique : *Acrocephalus paludicola*. http://www.birdlife.org (17 mars 2005)
- CRAMP (S.) 1992. *Handbook of the Birds of the Western Palearctic.* Vol. 6. Oxford, Oxford University Press. • CRUON (R.), NICOLAU-GUILLAUMET (P.) & YÉSOU (P.) 1987.– Notes d'ornithologie française XIII. *Alauda* 55: 356-38.
- DOWSETT-LEMAIRE (F.) & DOWSETT (R.J.) 1987. European Reed and Marsh Warblers in Africa: migration patterns, moult and habitat. *Ostrich* 58: 65-85. • DYMOND (J.N.), FRASER (P.A.) & GANTLETT (S.J.M.) 1989.– *Rare birds in Britain and Ireland.* Calton, Poyser.
- JARRY (G.) 1980.– Contribution des reprises enregistrées par le CRBPO de 1924 à 1977 à la connaissance des migrations de la Rousserolle effarvatte (*Acrocephalus scirpaceus*) et du Phragmite des joncs (*Acrocephalus schoenabaenus*). *Bulletin de liaison du CRBPO*, 10.
- LE BAIL (J.) 1992a.– Rousserolle effarvate (*Acrocephalus scirpaceus*). Pp. 219-220 *in* Recorbet (B.), coord., *Les Oiseaux de Loire-Atlantique du XIX^e siècle à nos jours.* Nantes, Gr. Ornitho. Loire-Atlantique. • LE BAIL (J.) 1992b. Phragmite des joncs (*Acrocephalus schoenabaenus*). Pp. 218-219 *in* Recorbet (B.), coord., *Les Oiseaux de Loire-Atlantique du XIX^e siècle à nos jours.* Nantes, Gr. Ornitho. Loire-Atlantique.
- PEACH (W.) 2002. Sedge Warbler *Acrocephalus schoenabaenus*. Pp. 544-547 *in* WERNHAM (C.V.), TOMS (M.P.), MARCHANT (J.H.), CLARK (J.A.), SIRIWARDENA (G.M.) & BAILLIE (S.R.), éds., *The Migration Atlas: movements of the birds of Britain and Ireland.* Londres, Poyser.
- TERRIAN (F.) & LUCKAS (J.) 1989.– Étude de trois espèces de Fauvettes en période de migration postnuptiale à Verbois, Genève : Phénologie du passage et utilisation du milieu. *Alauda*, 57: 133-154.
- VAN DEN BERG (A.B.) & BOSSMAN (C.A.W.) 1999. *Rare birds of the Netherlands. Avifauna van Nederland* 1. Haarlem & Utrecht, G.M.B. & K.N.N.V. Pub.




Alauda 73 (4), 2005 389-402

# LA CONSERVATION DES STERNES EN BRETAGNE : 50 ANS D'HISTOIRE

Arnaud LE NEVE*




**Fifty years of Tern Conservation in Brittany.** Four species of Terns breed regularly in Brittany Sandwich *Sterna sandvicensis*, Common *Sterna hirundo*, Roseate *Sterna dougallii* and Little *Sterna albifrons* Since the 1950's their populations and distribution have been monitored, in the mean time an important network of nature reserves has been progressively established over the whole region. Since 1989 the "Observatoire des sternes de Bretagne" allows the different actors of terns colonies management to share their data in order to establish a regional vision of the species dynamics and enables the valorisation of the volunteer-led colony monitoring. This work is financed by the Conseil régional de Bretagne, the Conseils généraux of Finistère and Côtes-d'Armor as well as the DIREN-Bretagne. Comparing population trends for all species highlights a strong decline during the 1970's of Roseate, Sandwich and, to a lesser extent, Common Tern. The effects of creating new reserves on Tern in Brittany are presented New reserves have not always resulted in higher breeding populations. In the early parts of the 21st century, nearly all Roseate (70-80 pairs) and Sandwich (1700 pairs) Terns bred in nature reserves, while they held about 60% of Common (1300 pairs) and 50% of Little (65 pairs) Tern. The importance of management (vegetation management, limitation of predators, wardening, public information ..) is illustrated using the "île au Dames" colony the Bay of Morlaix

**Mots clés** : Sternes, Population, Distribution, Historique, Bretagne, France

**Key words** Terns, Population, Distribution, History, Brittany, France.

*Bretagne Vivante – SEPNB, 186 rue Anatole France, BP 63121, F 29231 Brest cedex 3 (life@bretagne-vivante.asso.fr)

## INTRODUCTION

Chaque année, quatre espèces de sternes nichent en Bretagne · la Sterne caugek – *Sterna sandvicensis*, la Sterne pierregarin – *Sterna hirundo*, la Sterne de Dougall – *Sterna dougallii*, et la Sterne naine *Sterna albifrons* (CADIOU, 2002 , LE NEVÉ, 2004) Trois autres espèces se sont déjà reproduites ou se reproduisent accidentellement, la Sterne hansel *Gelochelidon nilotica* sur l'île Dumet en 1946 (LABITTE *et al* , 1946), la Sterne élégante *Sterna elegans* sur l'île aux Moutons et la Sterne arctique *Sterna paradisaea* (CADIOU, 2002 ; CADIOU *et al*., 2004).

À partir des années 1950, les plus importants colonies de sternes sont suivies presque annuellement par les naturalistes bretons D'année en année ces suivis vont s'intensifier en même temps



**FIG. 1** – Localisation et importance relative des colonies de sternes en Bretagne en 2003, toutes espèces confondues

*Location and relative importance of tern (all species) colonies in Brittany in 2003*

Tailles des colonies bretonnes :
moins de 100 couples
100 - 199 couples
200 - 300 couples
environ 1 000 couples

1 Rance et baie de Lancieux
2 Trégor-Goëlo
3 Île aux Dames
4 Nord Finistère
5 Archipel de Molène
6 Île de Sein
7 Île aux Moutons
8 Rivière d'Étel
9 Golfe du Morbihan
10 Estuaire de la Vilaine marais de Guérande

qu'apparaissent les premiers sites protégés et que se structure le réseau associatif breton. Les premières actions de gestion en faveur des sternes voient le jour en 1978 et 1979 sur deux colonies dans le Finistère: Trévorc'h et l'Île aux Dames. À partir de 1989, l'association *Bretagne Vivante - SEPNB* va se doter d'une stratégie régionale consistant à maintenir un réseau de sites accueillants (JONIN, 1989), à débuter la surveillance des colonies (JONIN, 1990) et à éditer une synthese annuelle: "l'observatoire régional des sternes" est né. Mais Bretagne Vivante n'est plus seule à collecter des données et protéger des colonies. Aujourd'hui, "l'observatoire" est composé de 24 partenaires techniques, associatifs ou institutionnels, qui participent au suivi et à la protection des sternes sur l'ensemble de la région et au bilan annuel (LE NEVÉ, 2004). C'est l'existence de ce réseau (voir remerciements) qui permet d'avoir plus de 50 ans de recul sur la reproduction des sternes en Bretagne et leur protection.

Parmi les quatre espèces à reproduction annuelle en Bretagne, trois bénéficient au plan national d'un statut de conservation qui mérite une attention particulière. La Sterne de Dougall a le statut de conservation le plus critique en étant considéré comme nicheur « en danger » dont la conservation mérite une attention particulière de rang 1 (sur un total de 5 rangs). C'est aussi le statut de conservation le plus élevé que l'on puisse trouver en France, qu'elle partage avec 6 autres espèces d'oiseaux nicheurs. La Sterne naine bénéficie d'un statut de conservation « rare » dont la conservation mérite une attention particulière de rang 4 et la Sterne caugek bénéficie d'un statut « localisé » dont la conservation mérite une attention particulière de rang 5. La Sterne pierregarin est la seule à ne pas être considérée comme menacée (ROCAMORA & YEATMAN-BERTHELOT, 1999).

Après un bref rappel de l'évolution globale des populations de ces quatre espèces de sternes, le présent travail analyse le rôle des réserves pour leur reproduction en comparant l'importance et la production des populations en réserves et hors réserves, puis en comparant le taux d'occupation de chaque réserve en 2003. L'étude porte sur une période de 54 ans (de 1950 à 2003 inclus).



## MATÉRIEL ET MÉTHODES

La zone géographique considérée correspond ici à la région administrative de Bretagne ainsi qu'aux secteurs littoraux de Loire-Atlantique, l'estuaire de la Vilaine et les marais salants de Mesquer et Guérande. Les populations de sternes plus continentales de Loire Atlantique ne sont donc pas prises en compte (cours de la Loire et lac de Grand Lieu).

Pour la période récente, les données sur les effectifs nicheurs ont été fournies par le réseau d'observateurs dans le cadre de "l'observatoire". Les données anciennes ont été extraites de diverses publications (notamment *Ar Vran*, *Penn ar Bed* et *Alauda*) et des archives inédites de Bretagne Vivante. Ces effectifs peuvent être considérés comme exhaustifs (ou quasi exhaustifs) et précis depuis 1954 pour la Sterne caugek, 1980 pour la S. pierregarin, 1966 pour la S. de Dougall et 1992 pour la S. naine. Avant ces dates et généralement entre 1950 et 1975, des comptages sur des sites peuvent manquer certaines années ou bien sont approximatifs : nidification notée mais pas de comptage, quelques couples reproducteurs observés, plusieurs dizaines, une centaine...

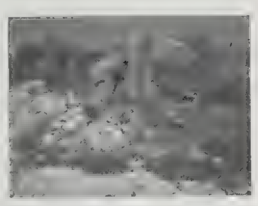


**PHOTO. 2** - La réserve de l'île aux Dames accueille une colonie plurispécifique de sternes depuis 1983 d'un millier de couples.
*Since 1983, the "île aux Dames" nature reserve hosts a plurispecific Tern colony holding about 1000 pairs.*

En première approche, le calcul des effectifs nicheurs a été obtenu en complétant les manques et les approximations, par des estimations au cas par cas, à partir de la moyenne des effectifs connus avant et après et en fonction du degré de précision de l'approximation elle-même (TAB. I).



**PHOTO. 3** - Nichoirs artificiels pour Sterne de Dougall sur l'île aux Dames, en galets naturels.
*Boulder artificial Roseate Tern nest on the "île aux Dames".*

**Photo. 4** – La Sterne de Dougall *Sterna dougallii*, espèce menacée en France et en Europe, est au cœur des enjeux de conservation des sternes en Bretagne (jeune tout juste volant).
*Roseate Tern (just fledged juvenile), endangered species in France and Europe, is one of the core objectives of Tern conservation in Brittany.*

**TABLEAU I** – Proportions des données estimées dans le calcul des effectifs nicheurs par espèce de 1950 à 2003 (en pourcentage du nombre total de données et en pourcentage de leur population totale : moyenne des estimations annuelles).
*Proportion of estimated data in the calculus of breeding population for each species from 1950 to 2003 in percentage of total data and in percentage of total breeding population (mean yearly estimations).*

| | Données manquantes | Données approximatives | Total des données estimées | Part de la population correspondante aux données estimées (en %) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | de 1950 à 1960 | de 1961 à 1975 | de 1976 à 2003 |
| Sterne caugek | 8,2 % | 2,8 % | **11,0 %** | 48,8 | 17,7 | [illegible] |
| Sterne pierregarin | 9,7 % | 4,9 % | **14,6 %** | 68,6 | 39,2 | [illegible] |
| Sterne de Dougall | [illegible] | [illegible] | **8,9 %** | [illegible] | [illegible] | [illegible] |
| Sterne naine | 8,4 % | 0,8 % | **9,2 %** | 57,1 | 46,5 | [illegible] |

Sur la base de ces effectifs estimés, les tendances démographiques de chaque espèce (Fig. 2) sont calculées par indexation sur l'effectif moyen nicheur entre 1950 et 2003. Cette moyenne qui représente l'indice 100, est de 1569 couples pour la S. caugek, 1227 couples pour la S. pierregarin, 208 couples pour la S. de Dougall et 38 couples pour la S. naine. L'indexation permet une comparaison des tendances de chaque espèce sans déformation due aux écarts d'effectifs (LORENTSEN, 2001).

Au total, le nombre de données d'effectifs nicheurs analysées sur cette période s'élève à 15847 données : 3238 pour la Sterne caugek, 7542 pour la Sterne pierregarin, 3721 pour la Sterne de Dougall et 1346 pour la Sterne naine. Une donnée correspond à une information sur un site (voir



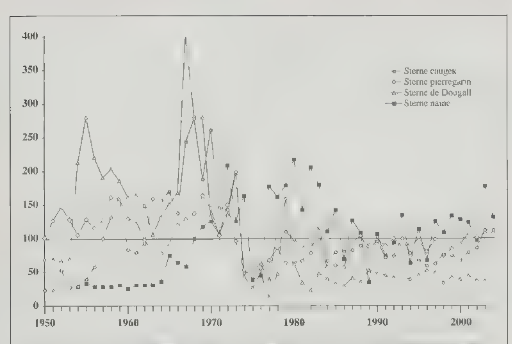



FIG. 2 – Tendances démographiques indexées pour les quatre espèces de sternes à reproduction annuelle en Bretagne de 1950 à 2004 (indice de référence 100 % = moyenne par espèce sur l'ensemble de la période). La tendance 2004 de la Sterne pierregarin n'est pas totalement définitive. Pour plus de précisions, se reporter à l'édition 2004 de l'observatoire des sternes de Bretagne publié par Bretagne Vivante – SEPNB.

*Population trends for the 4 regular breeding species of Tern in Brittany from 1950 to 2004 (index 100 = mean population for each species on the whole study period). 2004 data for Common tern are not complete.*

ci-après pour la définition du site) pour une espèce et une année données. L'absence confirmée d'une espèce compte pour une donnée (notée "0" dans la base), ainsi que l'absence de mention d'une espèce dans la bibliographie d'un site historique de reproduction (notée "ø" dans la base). Dans ce cas, l'interprétation peut être délicate car pouvoir correspondre soit à une véritable absence de reproduction, soit à un désintérêt de l'observateur. Cela semble parfois le cas dans la bibliographie des années 1950 et 1960 pour la Sterne pierregarin dans des colonies plurispécifiques où les S. caugek et/ou les S. de Dougall mobilisent toute l'attention des observateurs à son détriment. Ce désintérêt relatif pour la Sterne pierregarin peut se mesurer aussi par le taux élevé de données approximatives la concernant en comparaison des trois autres espèces (TAB. I).

L'analyse de la production a pour objectif d'obtenir un indice qui soit comparable visuellement d'une espèce à l'autre, en réserve et hors réserve. Pour cette raison, il ne s'agit pas d'une analyse statistiquement rigoureuse. La production totale calculée sur la période considérée (1996-2003 inclus), est obtenue de façon globale par la somme des nombres de jeunes produits (minimum et maximum) et la somme des nombres de couples nicheurs (minimum et maximum) des colonies ayant produit ces jeunes. Il ne s'agit donc pas d'une moyenne, ce qui explique l'absence d'écart type. Les données sur la production sont collectées par des suivis standardisés et annuels. Ils consistent pour chaque colonie à compter à dates fixes le nombre de couples nicheurs au maximum de l'installation des oiseaux et avant les déplacements provoqués par les secondes pontes (entre le 30 mai et le 15 juin suivant les secteurs), puis à estimer le nombre de jeunes produits au moment des envols, secondes pontes comprises. Il n'y a pas de suivi individuel des couples mais un

suivi par colonie. Sans marquage individuel, cette estimation du nombre de jeunes volants est parfois difficile et il est vraisemblable qu'elle soit plus souvent sous-estimée que surestimée. Pour chaque espèce, la part de population dont la production est évaluée dans ce cadre est précisée en pourcentage de la population régionale.

Au total, le nombre de données de production analysées entre 1996 et 2003 s'élève à 3991 données: 589 pour la Sterne caugek, 2517 pour la Sterne pierregarin, 366 pour la Sterne de Dougall et 519 pour la Sterne naine.

Les sites historiques de nidification correspondent à tout îlot, île, étang ou anse maritime avec nichoirs artificiels, ou plage ayant accueilli au moins une fois entre 1950 et 2003 inclus un couple nicheur de sternes. Sur chaque site, l'analyse a porté sur les dates d'occupation et de désertion des couples nicheurs, sur l'existence ou l'absence d'un statut de protection, et sur la date de création de la réserve le cas échéant.

Cette protection peut être réglementaire ou contractuelle. Ainsi les dénominations "réserve" ou "site protégé" dans cet article, indiquent les sites bénéficiant d'une autorisation d'occupation temporaire ou d'une convention avec le propriétaire privé sous la responsabilité d'un organisme de protection de la nature (association ou autre) ou les sites propriétés de ces organismes, ou ceux bénéficiant d'un arrêté préfectoral de protection de biotope, les réserves naturelles, les réserves de chasse et de la faune sauvage ou les espaces naturels sensibles des départements. Sont exclus de cette dénomination les terrains du Conservatoire du littoral sans autre statut réglementaire ou convention orientés sur la gestion et la protection des espèces et des habitats.

Sur l'île aux Dames, les modes de gestion ont été examinés et comparés visuellement aux évolutions des effectifs nicheurs.

Au total, 313 sites ont été analysés. Parmi eux 62 sites ont été occupés par la Sterne caugek, 299 par la Sterne pierregarin, 41 par la Sterne de Dougall et 21 par la Sterne naine. Le nombre de sites ayant accueilli des colonies plurispécifiques s'élève à 67.

## RÉSULTATS

### Localisation des colonies

En 2003, l'essentiel des effectifs, toutes espèces confondues, est localisé à l'Ouest et au Nord-Ouest de la région (Fig. 1) (Le Nevé, 2004). Mais il n'en a pas toujours été ainsi. Pour [illegible] il y a ± 50 ans, les plus importantes colonies se trouvaient dans l'estuaire de la Vilaine. Puis Trevorc'h (Nord Finistère) ou la Colombière (baie de Lancieux) ont aussi eu leurs heures de gloire dans les années 1970 et 1980 (Cadiou, 2002).

### Les effectifs nicheurs: état actuel et évolution

***La grandeur et l'importance nationale des populations de sternes en Bretagne.***– Les effectifs nicheurs régionaux représentent un quart de la population française pour les Sternes caugek, pierregarin et la totalité pour la Sterne de Dougall (Tab. II). On peut ajouter que cette population de Sterne de Dougall représente 5 % des effectifs européens (Ratcliffe *et al.*, 2002). La population

Tableau II.– Effectifs nicheurs en Bretagne de 1950 à 2003 en nombre de couples (moyenne ± écart type, maximums et % par rapport aux effectifs en France à la fin des années 1990, d'après Cadiou *et al.*, 2004 et Le Nevé, 2004.

*[illegible] Brittany [illegible] 1950 [illegible] 2003 [illegible] ± standard [illegible] of French population in the late 1990s from Cadiou* et al., *2004 and Le Nevé, 2004).*

| | Moyenne 1950 - 2003 | Maximum | 2003 | % en France |
|---|---|---|---|---|
| Sterne caugek | 565 (± [illegible]) | [illegible] 356 ([illegible]) | 1 75[illegible]-1 76[illegible] | 25 [illegible] |
| Sterne pierregarin | 1 227 (± 361) | 2 007 (1969) | 1 286-1 355 | 25 % |
| Sterne de Dougall | [illegible] | 8[illegible] ([illegible]) | [illegible]-80 | [illegible] |
| Sterne naine | 38 (± 22) | 84 (1980) | 65-72 | 3 % |



TABLEAU III. – Taux d'absence et d'occupation des colonies protégées en 2003, par espèce (en %).
*Proportion of breeding sites and breeding population (2003) in protected sites.*

| | NOMBRE DE SITES DE NIDIFICATION RÉPERTORIÉS ENTRE 1950 ET 2003 | PROPORTION DE SITES DE NIDIFICATION NON PROTÉGÉS EN 2003 | PART DE LA POPULATION NICHEUSE EN SITES NON PROTÉGÉS EN 2003 |
|---|---|---|---|
| Sterne caugek | 64 | 67 % | 0 % |
| Sterne pierregarin | 299 | 85 % | 42 % |
| Sterne de Dougall | 41 | 44 % | 0 % |
| Sterne naine | 21 | 71 % | 51 % |

de Sterne naine est un peu plus marginale mais on retiendra que le littoral breton est l'une des quatre grandes régions en France à accueillir cette espèce avec le littoral méditerranéen, la vallée de la Loire et les côtes du Nord-Pas-de-Calais (CADIOU *et al.*, 2004).

***Évolution des populations de sternes depuis 1950*** – Trois périodes distinctes se dégagent (FIG. 2). Au cours de la première période depuis les années 1950 à la fin des années 1970, les 4 espèces montrent des tendances globalement similaires, caractérisées entre 1967 et 1972 par d'importants effectifs nicheurs puis par leur effondrement en deuxième période entre 1974 et 1977. En troisième période à partir des années 1980, les tendances divergent d'une espèce à l'autre mais restent globalement inférieures à l'indice 100 à l'exception de la Sterne naine.

Entre 1980 et 2004, l'écart moyen de la population de Dougall avec l'indice 100 est le plus important des quatre espèces, de l'ordre de -59 points, mais celui-ci est constant et l'espèce se maintient sur toute la période. Puis viennent les Sternes caugek et pierregarin avec un écart moyen respectif de -16 et -13 points. Sur cette période, la Sterne naine est la seule au-dessus de l'indice 100 avec +21 points.

Actuellement et depuis 1996 et 1998, trois espèces (la S. caugek, la S. pierregarin et la S. naine) montrent des tendances positives. Les Sternes caugek et pierregarin dépassent l'indice 100 en 2004 (depuis 4 ans pour la S. pierregarin), ce qui n'était pas arrivé depuis 1983 pour la S. caugek et depuis 1972 pour la S. pierregarin. La Sterne de Dougall échappe à cette évolution positive et subit même une lente érosion depuis 1996.

**Le rôle des réserves pour la reproduction des sternes**

En Bretagne, la première réserve créée spécifiquement pour la conservation des sternes date de 1958, il y a 46 ans (1966 pour la Sterne naine). Il s'agit de Méaban (Trevorc'h pour la Sterne naine). En 2003, le nombre de sites protégés en Bretagne accueillant ou ayant accueilli des sternes, s'élève à 45. Mais nombre de sites historiques de nidification ne sont pas protégés, ce qui permet de comparer la reproduction des quatre espèces de sternes en réserves et hors réserves.

***Importance des sites de nidification non protégés.*** – Le rôle des réserves pour la reproduction des sternes peut être illustré par la comparaison entre la proportion de sites historiques de nidification non protégés et la part des populations nicheuses que ces sites accueillent (TAB. III).

Pour chaque espèce à l'exception de la S. de Dougall, la colonne du milieu montre que les sites de nidifications hors réserves sont plus nombreux que les sites protégés. Pourtant en 2003, les parts de populations qui nichent hors réserves sont inférieures (égale pour la Sterne naine) à celles des populations nichant en sites protégés. Elles sont même nulles pour les Sternes caugek et de Dougall qui se reproduisent donc exclusivement en sites protégés.

***Pourcentage de la population nichant en réserve de 1950 à 2003, par espèces*** – Le rôle des 45 réserves pour la reproduction des sternes peut être évalué en examinant la part annuelle de la population régionale d'une espèce nichant en réserves (FIG. 3.)

Deux profils se dégagent. On peut distinguer tout d'abord les Sternes caugek et de Dougall pour

FIG. 3 – Proportion des populations de sternes nichant en réserve de 1950 à 2003, par espèce (en %). *Proportion of breeding population nesting in nature reserves from 1950 to 2005, by species.*

lesquelles la part de population nichant en réserves est globalement supérieure à 80 % voire égale à 100 % depuis 1988. On distingue ensuite les Sternes pierregarin et naine pour lesquelles les réserves accueillent la moitié des effectifs nicheurs régionaux ou un peu plus.

***Production en réserves et hors réserves, par espèces.*** – L'intérêt des réserves pour les sternes se mesure également à la production (FIG. 4.). Pour les Sternes caugek et de Dougall, la production annuelle moyenne en réserves depuis 1996 est de l'ordre de 0,66-0,71 J/cpl pour la S. caugek et 0,67-0,82 j/cpl pour la S. de Dougall. Sur la même période, elle est nulle hors réserves pour la Sterne caugek, et absente pour la Sterne de Dougall qui ne s'est pas reproduite hors réserves.

Les Sternes pierregarin et naine se reproduisent en réserves et hors reserves mais la production est meilleure en réserves. C'est surtout vrai pour la Sterne naine dont la part de population suivie est relativement comparable dans les deux cas. La différence constatée dans la production de la

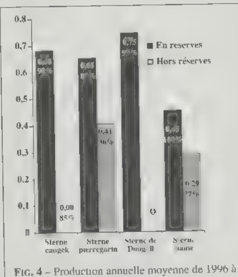



FIG. 4 – Production annuelle moyenne de 1996 à 2003 en J/cpl (et part de la population régionale mesurée). *Mean yearly productivity (chicks/pair) from 1996 to 2003 (and portion of regional population monitored).*



TABLEAU IV. — Taux d'absence et d'occupation des colonies protégées en 2003, par espèce (en %).
*Use of Nature reserves in Brittany by 4 Tern species in 2003*

| | RÉSERVES INOCCUPÉES DEPUIS LEUR CRÉATION | RÉSERVES OCCUPÉES OCCASIONNELLEMENT | RÉSERVES DÉSERTÉES | RÉSERVES OCCUPÉES |
|---|---|---|---|---|
| Sterne caugek (n = 21) | 15 % | 45 % | 25 % | 15 % |
| Sterne pierregarin (n = 45) | 16 % | 32 % | 11 % | 41 % |
| Sterne de Dougall (n = 23) | 36 % | 32 % | 27 % | 5 % |
| Sterne naine (n = 6) | 17 % | 33 % | 33 % | 17 % |

Sterne pierregarin en réserves et hors réserves est plus difficile à interpréter car la part de population nichant hors réserves dont la production a pu être mesurée, est faible (36 %).

En marge de ces informations, on peut noter pour la Sterne pierregarin en 2003 que 18 % de la population régionale (soit 250 couples) niche sur des sites artificiels (pontons, barges, ducs d'albe en béton, radeaux).

***Comparaison des réserves entre elles.*** Enfin le rôle des réserves peut être évalué en comparant le taux d'occupation de chacune d'elles (TAB. IV). Parmi les réserves à sternes inoccupées en 2003, 50 à 68 % d'entre elles ont été créées pour d'autres motifs que leur conservation, sur des sites d'anciennes colonies ou occasionnellement occupés aujourd'hui. La gestion pratiquée actuellement sur ces sites n'est pas dirigée vers les sternes. Néanmoins, reste 11 à 33 % de réserves désertées après leur création. Ce taux de colonies protégées ayant déserté est même supérieur à celui des réserves occupées en 2003 pour 3 espèces sur 4, la Sterne pierregarin échappant à la règle. Pourtant, la protection des sternes était bien au cœur des motivations de la création de ces réserves.

Finalement, le taux d'occupation des réserves par des couples nicheurs en 2003 se situe dans une fourchette de 5 à 41 % selon les espèces.

## DISCUSSION

### Les réserves : enjeux de la conservation des sternes

En 2003, les réserves sont au cœur des enjeux de conservation pour les quatre espèces de sternes nicheuses de Bretagne. Deux des trois espèces au statut de conservation menacé, la S. de Dougall et la S. caugek, se reproduisent exclusivement en réserves et cela depuis 15 à 20 ans (FIG. 3.). Les réserves accueillent également la moitié des populations nicheuses de la Sterne naine et de la Sterne pierregarin (FIG. 3.). Par ailleurs, l'analyse de la production (FIG. 4.) montre d'une part que les colonies hors réserves des Sternes caugek et de Dougall ne fonctionnent pas, et d'autre part, que la production en réserves peut être considérée comme bonne car supérieure à 0,5 J/cpl (SADOUL, 1996) pour trois espèces sur quatre, alors qu'elle est nulle ou moyenne pour ces trois espèces hors réserves. La production de la quatrième espèce, la Sterne naine, est moyenne dans les deux cas mais supérieure en réserves.

### Importance de la gestion dans les réserves de sternes

Faut-il déduire de ce rôle majeur joué par les réserves que les tendances à l'augmentation pour la Sterne caugek et à l'érosion pour la Sterne de Dougall (FIG. 2.), sont liées à leurs conditions d'accueil sur ces mêmes réserves ? C'est possible dans la mesure où la Sterne caugek n'a subi aucune perturbation depuis plus de 10 ans sur ses importantes colonies, alors que la Sterne de Dougall a été victime à deux reprises de la prédation par un Vison d'Amérique *Mustela vison* détruisant au total une centaine d'adultes reproducteurs. La gestion de la colonie de sternes de l'île aux Dames sur laquelle ont eu lieu ces cas de prédation n'est pas à montrer du doigt pour autant car elle reste un exemple en la matière. Mais au-delà de la simple création "administrative" d'une réserve, apparaît ici la nécessité de contrôler les menaces.

À ce titre, l'analyse montre que plus de la moitié des sites historiques de reproduction qui sont protégés, n'accueillent aucun couple nicheur (Tab. IV). Ce taux de réserves inoccupées atteint même 95 % pour la Sterne de Dougall. Si globalement l'intérêt des réserves en Bretagne est supérieur à l'intérêt des sites non protégés pour la reproduction des sternes, toutes ces réserves ne sont pas comparables et finalement, une minorité d'entre elles seulement remplit son rôle.

Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ces désertions de réserves : des causes globales de déclins (diminution des ressources alimentaires, mortalité élevée dans les quartiers d'hivernage...) ou des causes locales de déclins liées à une persistance des menaces malgré la protection juridique des sites. La première hypothèse est ici difficile à vérifier, en revanche certains éléments de réponses peuvent être apportés à la seconde.

Tout d'abord l'effondrement des populations de sternes au cours des années 1970 a marqué les esprits chez les scientifiques et les naturalistes de l'époque. Les années 1977 à 1980 sont intéressantes car outre un sursaut des effectifs nicheurs (Fig. 2), elles correspondent au démarrage des premières véritables actions de conservation en faveur des sternes. À ce titre, elles peuvent être considérées comme le début de la gestion des colonies. Ces premières actions consistaient à éradiquer les Goélands argentés *Larus argentatus* nicheurs dans les zones à sternes (Jonin, 1989).

En 2004, toutes les réserves faisant l'objet d'une gestion fine et notamment d'un gardiennage préventif des dérangements humains (n = 5), sont occupées par au moins une, voire par deux, des trois espèces dont la conservation mérite une attention particulière. Inversement, aucune réserve non gérée n'accueille une autre espèce que la Sterne pierregarin et deux sites non protégés ont

Photo. 4 – Le [illegible] la première menace qui pèse sur la reproduction des sternes [illegible] vers le [illegible] découvre aux grandes marées basses et qui permet alors d'accéder à pied sec à l'île de la Colombière, colonie de sternes protégées du 15 avril au 31 août.

*[illegible] tected from 15th April to 31st August.*



accueilli chacun une colonie de Sterne naine et une colonie de Sterne caugek mais leur reproduction a échoué.

Par ailleurs, les deux principales colonies de sternes en Bretagne, l'île aux Dames et l'île aux Moutons, ont bénéficié dans le passé des premières actions de gestion alors que les sternes avaient déjà disparu de ces sites. En 2003, ces deux colonies accueillent 63,5 % de la population régionale, toutes espèces confondues.

Également, sur l'île de Béniguet, devenue propriété de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) en 1992, le succès reproducteur des Sternes naines était nul ou presque avant la mise en place d'une surveillance efficace contre les dérangements humains en 1995 (YÉSOU, 2002).

Ainsi, la création d'une réserve pour la protection d'une colonie de sternes, réglementaire ou contractuelle, ne suffit pas à contrôler les menaces qui pèsent sur elles sans une gestion mise en œuvre en parallèle. Parmi les réserves occupées actuellement, certaines font figure de cas d'école en la matière.

**L'île aux Dames, une gestion exemplaire**

La réserve de l'île aux Dames (FIG. 5) a été créée en 1962 par l'obtention auprès des Affaires maritimes d'une autorisation d'occupation temporaire (AOT) par *Bretagne Vivante - SEPNB*, afin d'assurer le suivi scientifique de la colonie. Cependant, les Sternes caugek, pierregarin et de Dougall qui la composent, désertent l'île au début des années 1970 alors que de multiples menaces s'intensifient (augmentation de la population de Goéland argenté, dérangement humain issu du tourisme nautique ...). Aucune gestion n'y est alors pratiquée.

Les premières interventions débutent en 1978 et 1979 et consistent à contrôler la population de



**Photo. 5** Le balisage des périmètres maritimes des arrêtés préfectoraux de protection de biotope qui protègent les sternes sur l'île aux Dames a eu pour effet d'améliorer la communication avec les usagers (kayakistes, plaisanciers, pêcheurs à pied...) se traduisant par une plus grande [illegible].

*The marking out of the [illegible] protection area protecting [illegible] Dames has enabled better communication with users (sailors, sea going canoes ...), leading to much less disturbances*

FIG. 5 Évolution des effectifs de la colonie de sternes, protection et actions de gestion sur l'île aux Dames de 1950 à 2003

Goéland argenté en limitant leur reproduction et à éradiquer les rats. En 1983 après six ans d'efforts de gestion renouvelés chaque année, la réserve accueille de nouveau les trois espèces de sternes. À partir de 1984, la pose de nichoirs à S. de Dougall favorise également la réinstallation de l'espèce.

Puis, face à l'augmentation continue de la fréquentation nautique touristique et aux risques perpétuels de dérangement qu'elle induit, un gardiennage saisonnier est mis en place depuis 1989, à l'instar de la surveillance des aires de rapaces pratiquée par le Fond d'Intervention pour les Rapaces (FIR) dans les années 1980. Et depuis 2002, des bouées en mer délimitent le périmètre de protection de l'arrêté préfectoral de protection de biotope pris en 1991. Actuellement, ce gardiennage s'effectue 7 jours sur 7 du 1er mai au 31 août de façon bénévole (emplois saisonniers indemnisés).

Parallèlement, la prédation par le Vison d'Amérique, menace inattendue et destructrice, est apparue dans les années 1990. Deux accidents à six ans d'intervalles se soldent par la disparition de 100 adultes de Sterne de Dougall (sur 80-100 couples nicheurs à l'époque). Un troisième accident sur d'autres espèces d'oiseaux de mer avant l'arrivée des sternes est sans conséquence pour la colonie. Depuis lors, l'île est soumise à un piégeage préventif après la saison de reproduction et à la fin de l'hiver.

En plus du piégeage préventif de la colonie contre les rats et les mustélidés (Vison d'Amérique notamment), sa gestion consiste à poser et retirer le balisage maritime en mars et en septembre, à faucher la végétation, à entretenir les nichoirs pour Sterne de Dougall, à éradiquer les Goélands argentés nichant aux abords de la colonie, à entretenir le matériel nautique et assurer le suivi biologique de la colonie, les bilans annuels et les relations extérieures, mais il n'y a pas de baguage pratiqué sur les sternes.



**Combien ça coûte ?**

Si l'on retire le bénévolat valorisé, la gestion annuelle de l'île aux Dames coûte approximativement 8 200  net par an ( TAB. V). Ce montant correspond donc au budget annuel dépensé pour la sauvegarde de la population de Sterne de Dougall en France. À titre de comparaison, c'est le prix de cinq candélabres d'autoroute…

TABLEAU V – Coût de la gestion de l'île aux Dames en 2003 *Management costs for the "île aux Dames" in 2003*

| | COÛT ANNUEL |
|---|---|
| Gardiennage (4 mois) | 2 140 |
| Surveillance et gestion bénévoles (80 jours / an) | 4 480 |
| Coordination (16 jours / an) | 2 400 |
| Entretien du balisage maritime (bénévole) | 2 127 |
| Autres frais de gestion | 1 700 |
| Amortissement du matériel sur 12 ans | 1 940 |
| **Total annuel** | **14 787** |

## CONCLUSION

L'histoire de la conservation des sternes en Bretagne montre que leur déclin n'est pas inéluctable et qu'il est lié à la volonté des gestionnaires de maîtriser les menaces connues. Elle montre aussi que cette volonté essentiellement bénévole n'a pas eu besoin de beaucoup de moyens pour éviter la disparition d'espèces particulièrement menacées. Mais l'équilibre est précaire. Les années passant, les forces et les volontés de ceux qui ont tant œuvré s'émoussent, tout comme s'érode la population de Sternes de Dougall, fruit de tant d'attention. Alors, que penser d'un pays parmi les plus riche au monde, incapable de protéger les joyaux les plus menacés de son patrimoine naturel autrement qu'en se reposant sur la bonne volonté et le temps libre d'une poignée de passionnés ? Après 50 ans de conservation des sternes en Bretagne, la plus rare et la plus menacée d'entre elle, la Sterne de Dougall, ne doit son salut qu'au travail sans relâche de deux ou trois bénévoles et un cinquième de poste salarié.

D'un point de vue biologique, il peut paraître pour le moins paradoxal pour ces oiseaux coloniaux, adaptés aux perturbations et à l'instabilité incessantes des milieux naturels pionniers qui constituent leurs habitats de prédilection, de devoir trouver refuge dans la stabilité des réserves pour ne pas disparaître.

## REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier Bernard CADIOU et Alain THOMAS pour leur relecture attentive et leurs précieux conseils. Je tiens également à remercier tous les participants à l'observatoire des sternes de Bretagne, qui permettent grâce à leurs observations ou grâce à leur soutien technique, d'obtenir une connaissance régionale des populations de sternes et de mieux les protéger. Ils se retrouvent parmi les partenaires suivants : commune de Carantec (29), la commune de Fouesnant (29), la commune de Saint-Jacut-de-la-Mer (22), la commune de Sarzeau (56), la communauté de communes de Paimpol-Goëlo (22), le Conseil général d'Ille-et-Vilaine, le Conservatoire du littoral (CEL), la Chambre de commerce et de l'industrie de Brest, la Direction départementale de l'équipement du Finistère - subdivision de Concarneau, le Centre d'études du milieu d'Ouessant (Cémo), le Groupe d'études ornithologiques des Côtes d'Armor (Géoca), le Groupe ornithologique breton (Gob), la Ligue pour la protection des oiseaux Sept-îles (LPO Sept-îles), la Ligue pour la protection des oiseaux Loire-Atlantique (LPO 44), l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS), le Parc naturel régional d'Armorique (PNRA), Messieurs André FAOU et Jean-Claude FAOU (île aux Moutons), Monsieur Pascal MUGNIER (pharmacien à Brest), Monsieur et Madame PALLARD (île Creizic), Monsieur Jacques RENAUD (ostréiculteurs en rivière d'Étel), Madame Catherine TRUCHET (île de Brannec), Monsieur Frédéric ARCHAUX pour les informations fournies sur les salines de Mesquer (44), la réserve naturelle de Saint-Nicolas-des-Glénan (29) et les 64 bénévoles et salarié(e)s du réseau des réserves de sternes de Bretagne Vivante – SEPNB.

En 2004, l'observatoire régional des sternes a été financé par le Conseil régional de Bretagne dans le cadre du contrat nature "oiseaux marins" 2004-2006, par la Diren Bretagne et par les Conseils généraux des Côtes-d'Armor et du Finistère.

### BIBLIOGRAPHIE

- CADIOU (B.) 2002.– *Les Oiseaux marins nicheurs de Bretagne*. Bretagne Vivante – SEPNB / Région Bretagne / Biotope, Mèze, 135 p. • CADIOU (B.), PONS (J.-M.), & YÉSOU (P.) (eds) 2004.– *Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000)*. Éditions Biotope, Mèze, 218 pages.
- JONIN (M.) 1989.– Des sternes et des hommes... *Penn ar Bed*, 135: 13-15. • JONIN (M.) 1990.– Les sternes de Bretagne: oiseaux sous haute surveillance. *Penn ar Bed*, 138: 11-15.
- LABITTE (A.), LANGUETIF (A.) & ROPARS (A.) 1946.– Une visite à l'île Dumet. *Alauda*, 14: 93-101. • LE NEVÉ (A.) 2004.– *Sternes de Bretagne, Observatoire 2003*. Bretagne Vivante – SEPNB / Région Bretagne, Contrat Nature / Conseil général des Côtes-d'Armor / Conseil général du Finistère, 70 p. • LORENTSEN (S.-H.) 2001.– [*The national monitoring programme for seabirds. Results including the breeding season 2001*]. NINA Oppdragsmelding 726. 38 p. (en norvégien).
- RATCLIFFE (N.) *et al.* 2002.– *Roseate Tern Newsletter* n° 14. RSPB. 8 p. • ROCAMORA (G.) & YEATMAN-BERTHELOT (D.) 1999.– *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation.* Société d'Études Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux, Paris. 560 p.
- SADOUL (N.) 1996.– *Dynamique spatiale et temporelle des colonies de Charadriiformes dans les salins de Camargue: implications pour la conservation*. Thèse de Doctorat, Univ. de Montpellier II.
- YÉSOU (P.), BERNARD (F.), MARQUIS (J.) & NISSER (J.) 2002.– Biologie de reproduction de la Sterne naine *Sterna albifrons* sur la façade atlantique française (île de Béniguet, Finistère). *Alauda*, 70: 285-292.


## SYMPOSIA AT THE 24TH INTERNATIONAL ORNITHOLOGICAL CONGRESS HAMBURG - ALLEMAGNE - 13-19 AOÛT 2006

1 Avian personalities. Claudio Carere, Irene M. Pepperberg
2 New insights into the sense of smell in birds: from foraging behaviour to individual recognition
3 Emerging issues in cooperative breeding research
4 Male and female contributions to biparental care
5 Flexibility in mating signals and mate choice: ultimate and proximate bases
6 Information and power: how are conflicts at the nest resolved?
7 Responses of birds to (over-)fishing
8 Birds as indicators of the Environment
9 New tools and concepts in avian conservation genetics
10 The status of the House Sparrow *Passer domesticus* in the urban environment
11 The effectiveness of agri-environment schemes for farmland birds
12 Avian conservation in the tropics: a global perspective
13 Detecting ecological traps: avian and human perspectives
14 The effect of climate change on avian population dynamics
15 Birds and their use of varied landscapes: insights for integrated conservation planning
16 Demographic mechanisms of population changes at large spatial scales
17 From trend analysis to population alert
18 Integrated ecological studies of diseases and parasites in birds
19 Macroecology
20 Ecological plasticity in birds: mechanisms and consequences
21 Bird-microbe interactions: competition, commensalism and co-evolution
22 The process of natal recruitment in long-lived birds
23 Natural holes: the missing dimension in understanding hole-nester ecology
24 The physiology of life histories: comparing tropical and temperate zone birds
25 Advances in molecular systematics and phylogeography of neotropical birds
26 New approaches, new data, and new findings in avian phylogenetics at and above the ordinal level
27 Molecular systematics and evolution
28 Dispersal and gene flow in populations: linking molecular methods to direct observation
29 Causes of geographic variation in avian life-histories
30 MHC in birds: genomic organization and evolutionary importance
31 Magnetic orientation and magnetoreception
32 Understanding the causes of recent changes in migratory behaviour
33 Migratory connectivity: biological significance and modern techniques
34 Endocrine bases of reproduction: mechanisms and diversity
35 Neuroendocrine control of behaviour
36 Coping with seasonal challenges: the role and regulation of moult
37 Vision and its function
38 Comparative avian immunology, from poultry to passerine
39 Diverse responses of birds to excess water and sodium chloride uptake
40 Behaviour and physiology of under-water foraging in diving birds
41 Circadian rhythms and photoperiodism
42 Bioacoustics: pure and applied aspects
43 Avian senescence
44 The avian integument: molecular development and functional-ecological morphology
45 What 'animal models' can tell ornithologists about the genetics of wild populations
46 Brains and birdsong
47 How do birds sense the earth's magnetic field? Magnetoreception mechanisms in birds

*More informations: http://www.i-o-c.org/*



 Alauda 73 (4), 2005: 403-414

# STRATÉGIES INDIVIDUELLES D'HIVERNAGE CHEZ LA BÉCASSE DES BOIS *Scolopax rusticola*

Olivier DURIEZ[1] et Yves FERRAND[2]



**Individual overwintering strategies for Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola*.** In order to survive throughout the winter, birds have to solve an adaptive trade-off between the need to feed and predator avoidance. In the case of Woodcock, this trade-off is articulated around habitat selection. The risk of predation is higher in meadows used at night than in forests, but food biomass (earthworms) is ten times more abundant in meadows than in forests. Radio tracking highlighted two overwintering strategies. A third of Woodcocks remained in a unique site throughout the winter, while the rest visited several sites, alternatively or successively. The choice of strategy seems to depend on the foraging efficiency of each individual and their ability to escape predators. The use of meadows at night, which varies among individuals, provides another explanation to the starvation / predation trade-off. Most Woodcocks were active during the day (in forest) and at night (in meadows), but some of them were completely diurnal and stayed in the forest at night. The decision to use meadows at night seemed to be taken every evening, depending on foraging success of during the day in the forest. Following a successful feeding day, in a good patch of food, the individual would not take the risk to fly to meadows. As the patch started to get depleted, the individual need could not be satisfied and it was forced to fly to meadows at night (where there is always enough food) and/or change its diurnal site. Therefore, the trade-off between feeding and predation risk depends on the efficiency of the individual at finding a good foraging patch in the forest and to exploit it optimally during the day.

**Mots clés** : Bécasse des bois, Hivernage, Prédation, Habitat, Conservation

**Key words**: Eurasian Woodcock, Overwintering, Predation, Habitat, Conservation

---

ONCFS CNERA Avifaune Migratrice, Station de Chizé, F-79360 Beauvoir-sur-Niort. Adresse présente : Laboratoire d'Écologie Alpine, Université de Grenoble 1, BP 53, F-38041 Grenoble Cedex 9 (o.duriez@wanadoo.fr ou olivier.duriez@ujf-grenoble.fr)

ONCFS CNERA Avifaune Migratrice, 5 rue de Saint Thibaut, BP 20, St Benoist, F-78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex (y.ferrand@oncfs.gouv.fr)



## INTRODUCTION

L'hiver est une saison difficile pour la survie d'homéothermes comme les oiseaux qui ont besoin d'un apport continu d'énergie Aux basses températures, induisant un surcoût à la thermorégulation, s'ajoutent des évènements climatiques imprévisibles qui rendent la nourriture rare ou imprévisible (BIEBACH, 1996). Pour survivre, les oiseaux ont adopté différentes stratégies d'hivernage Certaines espèces sédentaires se sont adaptées pour passer l'hiver en restant sur place, alors que d'autres ont développé des comportements migratoires pour retrouver des conditions plus clémentes sous de plus basses latitudes. Les réserves énergétiques, le plus souvent corporelles, et stockées sous forme de graisse, jouent un rôle central dans l'hivernage (BLEM, 1990). Le bénéfice de stocker des réserves est une sécurité vis-à-vis d'une impossibilité temporaire de s'alimenter afin de laisser un peu de temps à l'individu pour trouver une nouvelle source de nourriture. Cependant stocker de la graisse peut être une contrainte, particulièrement vis-à-vis de la prédation Un excès de poids peut affecter les déplacements, en rendant notamment le vol plus coûteux (NORBERG, 1996), et augmenter la vulnérabilité aux prédateurs en diminuant la manœuvrabilité (WITTER & CUTHILL, 1993). Enfin maintenir une plus grande masse requiert également plus de nourriture, se traduisant par une plus longue durée d'alimentation, donc une baisse du temps consacré à la vigilance, entraînant une augmentation du risque de prédation (LIMA, 1986)

Ce compromis entre le risque de mourir de faim et le risque de prédation (*'starvation-predation trade-off'*) a été beaucoup étudié (LIMA & DILL, 1990; CUTHILL & HOUSTON, 1997; HOUSTON & MCNAMARA, 1999) Les prises de décision découlant de ce compromis peuvent être gouvernées par le risque qu'est prêt à prendre chaque individu (STEPHENS & KREBS, 1986). S'il a le choix entre deux habitats dont le plus riche en nourriture est aussi le plus exposé à la prédation, un oiseau avec des réserves importantes aura tendance à choisir l'habitat le plus sûr au détriment du taux d'ingestion, alors qu'un oiseau avec peu de réserves aura tendance à tenter sa chance dans le milieu plus risqué, mais plus payant De ce fait, la gestion des réserves énergétiques et du compromis alimentation/ prédation peut influer sur la sélection de l'habitat chez les oiseaux, dont les conséquences en terme de conservation peuvent être importantes Ainsi, lors de périodes froides, induisant une forte dépense énergétique, les Chevaliers gambettes *Tringa totanus* préfèrent s'alimenter dans des marais salants plus exposés à la prédation par l'Épervier d'Europe *Accipiter nisus* mais plus riches en nourriture que dans les vasières, plus sûres (HILTON *et al.*, 1999).

## MODÈLE D'ÉTUDE

La Bécasse des bois *Scolopax rusticola* est une espèce migratrice hivernant en Europe de l'Ouest. L'hivernage est une période critique pour les bécasses En effet les effectifs sont plus concentrés que pendant la période de reproduction (la majorité des oiseaux hivernant en France sont alors répartis le long du littoral de la Manche, de l'Atlantique et de la Méditerranée). La mortalité hivernale est accrue, notamment du fait de la chasse [3-4 millions d'individus tués chaque année en Europe, dont 1.2 million en France: FERRAND & GOSSMANN, 2000) et des conditions climatiques (essentiellement les vagues de froid qui provoquent de vastes mouvements d'oiseaux en général très amaigris (ROBIN *et al.*, 1999; GOSSMANN & FERRAND, 2000)]. Les habitats d'hivernage favorables sont sensibles aux détériorations et ont tendance à diminuer en Europe de l'Ouest (augmentation des peuplements de résineux, changement de pratiques forestières (notamment l'abandon des taillis pour les futaies régulières), arrachage des haies et transformation des prairies naturelles en cultures) Le statut de conservation de l'espèce n'est pas clairement défini, car l'importance de la population européenne est très difficile à estimer en raison de la discrétion de l'espèce et de sa vaste aire de distribution (toute l Eurasie ainsi que l'Afrique du Nord, le Moyen Orient et l'Inde). HEATH *et al.*, (2000) considèrent le statut de la Bécasse comme "vulnérable en hiver" mais une publication plus récente de *Wetlands International*, (2002) estime que la tendance est stable. Toutefois, comme aucun suivi n'est effectué dans de nombreux pays de l'aire de reproduction et/ou d'hivernage, il apparaît



plus raisonnable d'affirmer que l'importance de la population européenne ne peut pas être estimée de nos jours (FERRAND & GOSSMANN, 2001)

Il apparaît donc qu'un approfondissement de nos connaissances sur l'écologie et le comportement de l'espèce sont indispensables pour l'amélioration de sa conservation. Si la biologie de la bécasse en période de reproduction a été relativement bien étudiée, des connaissances précises sur les migrations et l'hivernage ont longtemps manqué. Le fort développement du baguage de Bécasses des bois en France et en Russie a permis de mieux comprendre ses déplacements en migration et en hivernage et d'estimer des taux de survie (FERRAND & GOSSMANN, 2001 ; TAVECCHIA *et al* 2002 ; GOSSMANN *et al.*, 2005)

En hivernage, le rythme de vie de la Bécasse des bois est modifié par rapport à la période de reproduction (CRAMP & SIMMONS, 1983 ; FERRAND, 1995). Elle devient alors davantage nocturne. Inféodée au milieu boisé dans la journée, elle en sort à la tombée de la nuit et gagne des milieux ouverts où elle s'alimente. Le vol crépusculaire entre les remises diurnes et nocturnes s'appelle la passée. Si les coûts (risques de prédation, pertes de chaleur) et bénéfices (abondance de nourriture) à fréquenter chaque habitat diffèrent, alors on peut s'attendre à ce que chaque bécasse ait un compromis à faire entre s'alimenter et échapper à la prédation, et module ses comportements de sélection d'habitat en utilisant différentes stratégies d'hivernage. C'est pourquoi nous allons dans un premier temps étudier les risques de prédation et la biomasse de proies dans les différents habitats utilisés par les bécasses en hiver Dans un deuxième temps, nous pourrons étudier s'il existe différentes stratégies d'hivernage chez les bécasses et si elles peuvent être expliquées par ce compromis entre alimentation et risque de prédation

## MÉTHODES

L'étude a été menée en Bretagne, principale région d'hivernage de bécasses en France (FADAT, 1991), en forêt de Beffou et dans le bocage environnant (Côtes-d'Armor). La forêt de Beffou est constituée de milieux variés (notamment des jeunes plantations de hêtres, des taillis, de vieilles futaies de feuillus et de conifères, et des zones humides forestières). Cette forêt de 600 ha appartenant au Conseil général des Côtes-d'Armor est gérée par l'Office National des Forêts. La chasse de la bécasse y est interdite depuis 1995 sur proposition de la Fédération départementale des chasseurs. Le bocage alentours est relativement bien préservé avec de nombreuses vieilles haies arborées et prairies pâturées (70 % des champs)

Pendant les trois hivers 1999-2000, 2000-2001 et 2001-2002, 98 bécasses ont été capturées de nuit, quand les oiseaux s'alimentaient en milieu ouvert, lors d'opérations de baguage (GOSSMANN *et al.*, 1988). Chaque oiseau était bagué, pesé, et l'âge pouvait être déterminé grâce à des critères de mue alaire (jeune ou adulte > 1 an ; FADAT, 1995) Puis chaque oiseau a été équipé d'un radio-émetteur pesant de 7 à 12 g et d'une durée de vie de 6 mois L'émetteur était collé sur le dos avec une colle vétérinaire spéciale qui demeure souple, et également maintenu avec un harnais à simple boucle passant derrière les ailes et sur le ventre à l'avant des pattes (M AULEY *et al.*, 1993). Grâce à la télémétrie, chaque individu a pu être localisé entre 10 et 40 fois pendant tout l'hiver, de jour (avec

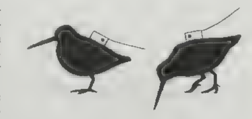


FIG. 1.– Fonctionnement des émetteurs à rythme d'activité. Quand l'oiseau est inactif (à gauche) la bille de mercure se trouve à l'arrière de l'émetteur et les signaux sont envoyés avec une rythme "lent" de 1200 ms Quand l'oiseau se penche pour sonder le sol (à droite) la bille de mercure roule vers l'avant de l'émetteur et les signaux sont envoyés avec un rythme "rapide" de 800 ms (d'après DURIEZ *et al.*, 2005c)

*Activity sensing transmitter, on an inactive bird (left) the mercury bead is at the back of the transmitter signal are send at a "slow" rhythm (1200ms). When the bird tilts to prod the soil (right) the mercury bead rolls forward and signal are sent on a "rapid" rhythm (800ms) (from* DURIEZ et al*, 2005c).*

une précision 10 m) comme de nuit (avec une précision 50 m), totalisant plus de 3 000 localisations. Un échantillon de 65 oiseaux a pu être suivi plus de 2 mois et a pu servir aux études de sélection d'habitat et de comportement. Pour les études de comportement et budget temps, 34 bécasses ont été équipées avec des émetteurs à rythme d'activité (12 g), dont le système de contact est lié à une bille de mercure logée dans un cylindre (FIG. 1). Un système d'enregistrement automatique permet d'enregistrer les variations de signaux à partir desquelles nous avons pu reconstituer le budget-temps de 34 bécasses (DURIEZ, 2003 et DURIEZ *et al.*, 2005c). Après un calibrage des signaux reçus avec les comportements observés, et comme l'activité hivernale est essentiellement liée à l'alimentation, nous estimons que le temps d'activité reflète assez fidèlement le temps d'alimentation.

La sélection de l'habitat a été analysée en utilisant l'analyse compositionelle (AEBISCHER *et al.*, 1993) qui consiste en une comparaison par individu entre les habitats utilisés par les oiseaux et la proportion des habitats disponibles dans la zone d'étude (DURIEZ *et al.* 2005b). Comme le régime alimentaire de la Bécasse en hiver est composé majoritairement de vers de terre (plus de 80 %; GRANVAL, 1988), la biomasse de vers de terre a été mesurée en utilisant un protocole dérivé du protocole standard décrit par BOUCHÉ & GARDNER (1984). Sur des quadrats d'un mètre carré, ce protocole consistait en une extraction chimique des vers de terre en arrosant le sol nu avec une solution de formol dilué à 0,25 %, puis par un tri manuel de blocs de sol de 10 cm de profondeur pris dans ces mêmes quadrats (DURIEZ, 2003, DURIEZ *et al*, soumis). Dans chaque remise forestière de bécasse, les types d'humus ont été analysés car ils représentent l'état de dégradation de la matière organique, et indirectement l'abondance de faune du sol et vers de terre. Ainsi les humus de type *mull* sont tres riches en vers de terre alors que les *mors* sont très pauvres et les *moders* sont en position intermédiaires (FRONTIER & PICHOD-VIALE 1993). Les analyses statistiques ont fait appel notamment à des Modèles Linéaires Mixtes Généralisés (GLMM) et des régressions logistiques (LITTEL *et al*, 1991; DURIEZ, 2003).

Ce travail a fait l'objet d'une thèse de doctorat en écologie, en collaboration avec l'ONCFS, le Laboratoire d'Écologie de l'Université de Paris VI, et le CNRS de Chizé. Cette thèse est consultable en intégralité sur *Internet* (DURIEZ, 2003), c'est pourquoi seulement certains résultats seront évoqués ici et la discussion de ces résultats n'est pas complètement detaillée.

## SÉLECTION DE L'HABITAT ET PRÉDATION

Une étude préalable a permis d'étudier en détail la sélection de l'habitat en hiver. En journée, la sélection de l'habitat dépend essentiellement de la disponibilité en proies et de la couverture arbustive (DURIEZ *et al*, 2005b). En effet, les jeunes plantations de feuillus (hêtres et chênes), les taillis et les zones humides forestières, ayant comme point commun des humus de type *mull* riches en vers de terre et un couvert arbustif important, sont le plus souvent sélectionnés (analyse compositionelle). Le couvert arbustif a probablement un rôle de protection par rapport aux prédateurs en facilitant le camouflage de l'oiseau. La fréquentation du bocage et des haies autour de la forêt était relativement importante car 38 % des bécasses l'ont fréquenté au moins une fois dans l'hiver, 30 % y ont passé plus de 50 % de leur temps et 14 % l'ont fréquenté exclusivement sans jamais aller dans le massif forestier en réserve (DURIEZ *et al*, 2005a). Les haies arborées et arbustives, avec de vieux arbres et une banquette arbustive s'étendant sur les prairies, sont préférées aux haies limitées à un talus couvert de fougères et ajoncs (DURIEZ *et al*, 2005b). La nuit, les prairies pâturées sont grandement préférées à celles non pâturées, aux chaumes et aux semis (analyse compositionelle; DURIEZ *et al*, 2005b). La sélection de l'habitat nocturne semble être liée à l'abondance des vers de terre. En effet les prairies, avec en moyenne 850 kg de vers de terre/ha, sont cinq fois plus riches que les cultures (200 kg/ha) et douze fois plus riches que les milieux forestiers (70 kg/ha) (FIG. 2). La structure de végétation a sans doute également son importance car une végétation rase d'une prairie pâturée facilite certainement les déplacements pédestres de la Bécasse ainsi que sa capacité de détection des proies et des prédateurs.



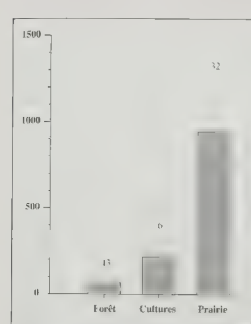



FIG. 2.– Biomasse moyenne (+ erreur standard des vers de terre obtenus dans les trois milieux principaux fréquentés par les bécasses en hiver autour de la Forêt de Beffou (les chiffres au dessus des colonnes indiquent l échantillon). Les différences entre les habitats sont significatives (ANOVA, $R2 = 0.71$, $F_{1,73} = 1.51$, $P < 0.0001$) (d après DURIEZ *et al.*, 2005b).

*Mean Biomass (+ standard error) in Earthworms for the three main overwintering habitats of Woodcock around the Beffou Forest (figures above the column refer to samples). Differences between habitat are significant (ANOVA R2 = 0.71, F 1,73 = 1.51, P < 0.0001, (from* DURIEZ et al., *2005b).*

Contrairement aux études utilisant le baguage et la reprise d'oiseaux trouvés morts (mais le plus souvent tués à la chasse), la télémétrie permet de retrouver les corps des individus morts et de connaître les causes de mortalité, ainsi que d'affiner les études de survie (DURIEZ *et al.*, 2005a). Ainsi autour de la forêt de Beffou, nous avons pu estimer le taux de prédation à environ 10 %, et similaire chez les jeunes et les adultes. La majorité des cas de prédation ont eu lieu dans le bocage (haies, champs et prairies), vraisemblablement de nuit, par des prédateurs terrestres (renards, chats ou mustélidés) (TAB. I).

En résumé, les bécasses qui fréquentent les prairies la nuit prennent donc un risque important par rapport à la prédation mais qui est contrebalancé par une biomasse de nourriture bien supérieure à celle disponible en forêt. De plus, la perte de chaleur due à l'effet de vent s'avère supérieure dans les milieux ouverts (prairies et chaumes) par rapport aux milieux fermés (forêt) (DURIEZ, 2003; DURIEZ *et al.*, 2004). Nous retrouvons donc ici notre hypothèse de compromis entre besoin alimentaire et risque de predation qui est reflété par la sélection de l'habitat.

## STRATÉGIES INDIVIDUELLES D'HIVERNAGE

Des analyses plus fines sur le comportement des individus montrent que les bécasses adoptent différentes stratégies comportementales en hiver, tant au niveau de l'utilisation de l'espace que de la gestion du temps d'alimentation. Les études

TABLEAU I.– Échantillon et sources de mortalité de 98 bécasses suivies par radio-télémétrie pendant [illegible] hivers en Bretagne (d'après DURIEZ *et al.*, 2005a).

*Sample size and sources of mortality of 98 radio-tracked Woodcocks during [illegible] winters in Brittany (from* Duriez et al. *2005a).*

| CLASSE D'ÂGE | N | SOURCE DE MORTALITÉ | | | MIGRATION |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Prédation | Chasse | Inconnu | |
| Adulte | 35 | 3 | 1 | 6 | 25 |
| Jeune | 63 | 7 | 11 | 11 | 34 |
| TOTAL | 98 | 10 | 12 | 17 | 59 |

basées sur les contrôles de bécasses baguées ont montré une grande fidélité au site d'hivernage, et même parfois à la parcelle (FERRAND & GOSSMANN, 1988). Il était donc couramment admis que les bécasses n'utilisaient qu'une seule remise de jour et une seule remise de nuit, et qu'elles y revenaient d'une année sur l'autre. Cette fidélité à la zone d'hivernage a de nouveau été démontrée par les oiseaux suivis en télémétrie car aucun n'a quitté la zone d'étude et plusieurs ont été revus ou recapturés les années suivantes. Par contre, quant à l'utilisation de l'espace, les résultats obtenus sur 65 bécasses suivies pendant plus de 2 mois montrent que les choses sont beaucoup plus complexes.

En journée, 34 % des individus se contentent d'une remise unique pendant tout l'hiver, alors que les autres utilisent plusieurs remises de manière successive (18 % ; les oiseaux ne reviennent pas sur des remises précédemment utilisées) ou alternative (48 %, les oiseaux effectuent des mouvements exploratoires entre plusieurs remises visitées plusieurs fois) (FIG. 3) (DURIEZ *et al.*, *in press*). De la même manière, de nuit, 62 % des oiseaux ont utilisé

FIG. 3.- Trois exemples de stratégies individuelles d'utilisation de l'espace chez la Bécasse des bois en journée (d'après DURIEZ *et al.*, *in press*). L'individu A n'a fréquenté qu'une seule remise durant tout l'hiver. L'individu B a fréquenté 4 remises successivement, en ne revenant jamais dans une remise précédemment utilisée. L'individu C a fréquenté 2 remises principales et 3 temporaires de manière alternative, en retournant fréquemment dans des remises précédemment utilisées. Les milieux forestiers sont en gris et les milieux ouverts (champs et prairies) sont en blanc (NB : des stratégies similaires sont observées la nuit).

*Three examples of individual space usage strategies of Woodcock during the day (from DURIEZ et al., in press). Individual A used the same diurnal roosting site throughout the winter. Individual B used 4 different diurnal roosting sites, never coming back to a abandoned site. Individual C used 2 main and 3 temporary roosting sites, coming back to the roosting sites. Wooded habitats in grey and open habitats (fields and meadows) in white (Similar strategies are used at night.*



**TABLEAU II.–** Résultats du modèle Mixte Linéaire Généralisé (GLMM) de jour et de nuit sur la durée du séjour (en jours) dans une même remise (variable dépendante). Les variables Individu*, âge et année étaient entrées comme variables aléatoires. De jour, l'habitat correspond à la forêt *versus* bocage et la nuit, l'habitat correspond aux prairies *versus* chaumes *versus* semis. (D'après DURIEZ *et al.*, *in press*)

*Results of General Linear Mixed Model (GLMM) [illegible] time spent (in days) on the same foraging [illegible]. Individual, age and year variances have been [illegible]. During daytime, habitat equals to forest versus "bocage" and during nighttimes [illegible] versus stubble [illegible] versus freshly sown fields*

| Période | N observations | N oiseaux | Paramètres | *ddl* | *F* | *P* | pente |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| JOUR | 319 | 63 [a] | âge | 1,61 | 6,45 | 0,014 | |
| | | | biomasse vers | 1,255 | 3,55 | 0,060 | >0 |
| | | | habitat | 1,253 | 0,22 | 0,639 | |
| NUIT | 357 | 63 [b] | âge | 1,59 | 0,52 | 0,475 | |
| | | | biomasse vers | 1,293 | 0,08 | 0,777 | |
| | | | habitat | 2,292 | 0,59 | 0,553 | |

[a] Deux oiseaux ont été retirés seulement de jour [illegible] la biomasse de vers de terre n'y était pas disponible

[b] Deux oiseaux qui sont restés tout l'hiver en forêt la nuit ont été retirés

plusieurs remises de manière alternative alors que 33 % sont restés dans une seule remise unique et que la stratégie successive était quasiment inexistante (5 %). Enfin, chaque individu peut utiliser une stratégie différente le jour et la nuit, par exemple utiliser plusieurs remises de jour mais être fidèle à une seule remise de nuit

Les causes de ces stratégies sont complexes et encore non complètement élucidées. En journée, les oiseaux restent plus longtemps dans une même remise si elle est riche en vers de terre et s'ils sont jeunes, mais il n'y a pas d'effet de l'habitat sélectionné (TAB. II). Notre hypothèse est que l'efficacité de recherche alimentaire déterminerait la fréquence des changements de remise Les oiseaux les plus expérimentés ou plus efficaces parviendraient à trouver des remises de meilleure qualité et y resteraient le plus longtemps possible. Ceci implique l'existence d'un phénomène de déplétion de la ressource (diminution suite à une utilisation prolongée) qui amènerait les oiseaux à quitter leur remise quand la ressource alimentaire serait devenue insuffisante Dans les remises très riches en vers de terre, les bécasses pourraient rester tout l'hiver, alors que dans les remises plus pauvres, elles seraient contraintes de changer de remise une fois celle-ci trop appauvrie. Une partie des oiseaux utilisant plusieurs remises de manière alternative constituerait une population flottante, non fixée à des remises, et au comportement plus exploratoire (SUTHERLAND, 1996).

Par contre de nuit, la durée du séjour dans une même remise n'était liée ni à l'âge, ni à l'abondance de vers de terre ni à l'habitat (TAB. II). La cause des changements de remises ne semble donc pas alimentaire, puisque tous les milieux nocturnes sont très riches en nourriture (FIG. 2), quel que soit le type de stratégie utilisé par les bécasses les fréquentant Ces différences comportementales pourraient être alors liées à des différences individuelles de capacité de détection des prédateurs et/ou à des interactions sociales comme une territorialité (des individus dominants mobilisant les remises les plus riches ou les plus sûres et écartant les dominés qui changeraient régulièrement de remise) Mais ces dernières hypothèses nécessiteraient d'autres observations et expériences pour être validées

Contrairement aux idées reçues, toutes les bécasses ne fréquentent pas les milieux ouverts tous les soirs. Sur 65 bécasses, alors que 28 oiseaux (43 %) faisaient la passée tous les soirs, 26 oiseaux (40 %) ne quittaient la forêt qu'entre 70 et 99 % des nuits, et 11 oiseaux (17 %) faisaient la passée moins de 70 % des nuits (FIG. 4). Deux individus sont même restés en forêt toutes les

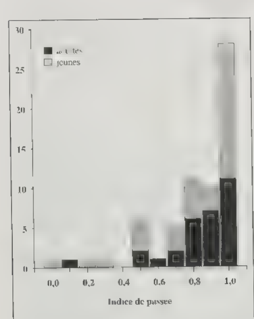



Fig. 4. Distribution de l'indice de passée (nombre de nuits où l'oiseau a fait la passée divisé par le nombre de nuits de suivi), en fonction de l'âge des individus ($n$ = 65 oiseaux) (d'après Duriez *et al.*, *in press*)

*Bird coming out of roost index (number of nights leaving day-roosting site divided by number of monitored nights), in relation to individual age ($n$ = 65 birds) (from* Duriez et al., *in press)*

nuits pendant tout l'hiver 2000-2001. Nous avons donc classé chaque individu selon le type de stratégie de passée (toujours, parfois ou jamais la passée). Ce phénomène a pu être étudié en détail grâce aux 34 oiseaux équipés d'émetteurs à rythme d'activité (Fig. 1) (Duriez *et al.*, 2005c). Les bécasses se sont révélées autant actives de jour que de nuit, et même parfois uniquement actives pendant la journée quand les individus ne faisaient pas la passée (Fig. 5). Les temps d'alimentation diurnes et nocturnes varient entre 3 et 6 heures et entre 0,5 et 4 heures respectivement (Duriez *et al.*, 2005c). Le jour, le temps d'activité ne dépend que de l'âge, les jeunes étant plus actifs que les adultes en moyenne (Tab. III). De nuit, le temps d'activité apparaît inversement corrélé à la température de l'air (vraisemblablement en réponse aux besoins énergétiques accrus par temps froid) et au succès de recherche alimentaire de la journée précédente (temps d'activité diurne et humus des milieux fréquentés pendant la journée) (Tab. III et Fig. 6) (Duriez *et al.*, 2005c). En résumé, une bécasse aura tendance à être plus active la nuit si la température de l'air est basse et si elle n'a pas réussi à s'alimenter suffisamment la journée précédente. Il y a donc une compensation entre les taux d'activité diurnes et nocturnes. Le taux d'activité est toujours plus élevé chez les jeunes que chez les adultes, probablement parce que ces

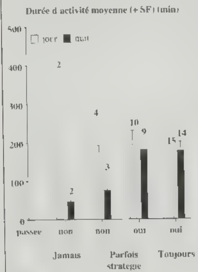



Fig. 5 – Durée moyenne d'activité (+ erreur standard) diurne et nocturne en fonction de la stratégie de passée. Les oiseaux faisant la passée (parfois ou toujours) sont autant actifs de jour que de nuit alors que ceux qui ne la font pas se nourrissent surtout de jour (et davantage que les oiseaux faisant la passée) et peu de nuit. Les chiffres correspondent au nombre d'individus. De jour, 28 individus sur 171 jours au total (GLMM $R^2$ = 0,53; âge: $F_{1,23}$ =7,60, $P$ = 0,011, année: $F_{1,14}$ 4.18, $P$ = 0.043 et stratégie (passée), $F_{3,142}$ = 4.90, $P$ = 0,003). De nuit, 26 individus sur 107 nuits au total (GLMM, $R^2$ = 0,47, âge $F_{1,}$ [illegible] 0,37; $P$ = 0,550, année: $F_{1,80}$ = 2,83, $P$ = 0.096 et stratégie (passée) $F_{3,80}$ = 4,77, $P$ = 0,004) (d'après Duriez *et al.*, 2005c)

*Mean daily length of diurnal and nocturnal activity (+ standard error) in relation to roosting strategies. Birds leaving their roosting site (sometimes not always) are as active by night and day. Whereas those which stay on day roosting sites feed mostly by day (and more so than those changing sites at night). Values indicate number of birds. During daytime 28 birds for 171 days in total (GLMM $R^2$ = 0,53; age: $F_{1,23}$ =7,60, $P$ = 0,011, year: $F_{1,142}$ = 4.18, $P$ = 0.043 et strategy (leaving roost). $F_{3,142}$ = 4,90, $P$ = 0,003). Night [illegible] 26 birds for [illegible] (GLMM $R^2$ = 0,47 age $F$ [illegible] 37 $P$ = [illegible] $F$ [illegible] 83 $P$ = 0.096 and strategy (leaving roost) $F$ [illegible] = 4 [illegible] 7 $P$ [illegible] from D[illegible] 2005.*

TABLEAU III – Résultats de la sélection de modèles de GLMM sur la durée d'activité (en min, variable dépendante) en fonction d'autres variables de jour dans les individus en remise dans les bois et de nuit (seulement les individus dans les champs) (d'après DURIEZ *et al.*, 2005c)
*Results of selecting GLMM Models on length of activity (in minutes, dependent variable) in relation to other variables during daytime (for birds at roosting sites in woodlands) and at night (only birds foraging in meadows) (from* DURIEZ et al.*, 2005c)*

| Période | $R^2$ | Variable | ddl | F | P | Estimation (min) | Interprétation |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Jour * | 0,55 | Ordonnée à l'origine | | | | 215,65 | |
| | | Age | 1,26 | 5,50 | 0,027 | 90,50 | Adulte < Jeune |
| Nuit † | 0,57 | Ordonnée à l'origine | | | | 334,6[illegible] | |
| | | T °C air nocturne | 1,52 | 14,03 | 0,0005 | [illegible] | |
| | | Activité jour précédent | 1,52 | 17,21 | < 0,001 | [illegible] | |
| | | Age | 1,20 | 6,87 | 0,016 | -83,27 | Adulte < Jeune |
| | | Humus jour précédent | 2,52 | 5,24 | 0,008 | 162,53 | *Mor* |
| | | | | | | [illegible] | *Moder* |
| | | | | | | 0 | *Mull* |

Les variables Individu * âge étaient entrées comme variable aléatoire
* 123 observations pour 28 individus. Variables éliminées du modèle (P > 0,05) : [illegible] (T °C), biomasse de vers diurne, humus, biomasse * âge, biomasse * T °C.
† 78 observations pour 23 individus. Variables éliminées du modèle (P > 0,05) : [illegible] biomasse vers nocturne, biomasse * âge, biomasse * T °C, activité diurne * biomasse vers diurne, activité diurne * T °C

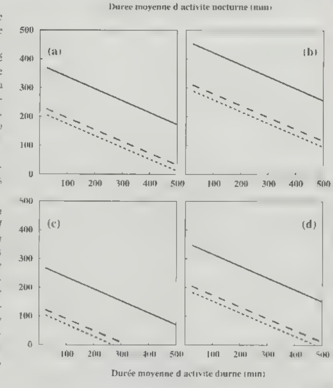



FIG. 6.– Durée d'activité nocturne dans les champs la nuit, calculée d'après la GLMM du tableau III en fonction de la durée d'activité la journée précédente et du type d'humus dans la remise utilisée la journée précédente (ligne continue : *mor* ; ligne grands pointillés : *moder* ; ligne pointillés : *mull*). (a) Adultes et (b) jeunes à une température moyenne diurne de 3 °C, (c) adultes et (d) jeunes à une température diurne de 12°C (d'après DURIEZ *et al.*, 2005c).

*Length of nighttime activity in fields, calculated form the GLMM from table III, in relation to length of daytime activity the previous day and the type of soil of daytime roosting site (full line:* mor; *dashed line:* moder; *dotted line:* mull*). (a) Adults and (b) immatures with a mean daily temperature of 3°C, (c) adults and (d) immatures with a mean daily temperature of 12 °C (from* DURIEZ et al.*, 2005c).*

TABLEAU IV. - Modèle sélectionné de la régression logistique sur la décision de faire la passée en fonction de la durée d'activité diurne (en min) et la température moyenne de l'air la nuit (en °C). L'analyse concernait 95 soirs de décisions sur 26 individus. Les facteurs année, âge, biomasse moyenne de vers de terre et humus n'étaient pas significatives (P > 0,05) et ont été retirées du modèle (d'après DURIEZ *et al.*, 2005c). *Selected logistic regression model of decision to leave day roosting site in relation to length of daytime activity (in minutes) and average night temperature (in °C). Analysis of 26 individuals for 95 evenings. The factors year, age, mean biomass in earthworms and humus were not significant (p > 0,05) and were taken out of the model (from* DURIEZ et al., *2005c).*

| Variable | *ddl* | *F* | *P* | Estimation |
|---|---|---|---|---|
| Ordonnée à l'origine | | | | 12,99 |
| Durée d'activité diurne | 1,67 | 9,89 | 0,0025 | 0,018 |
| Température air nocturne | 1,67 | 14,05 | 0,0004 | -0,452 |

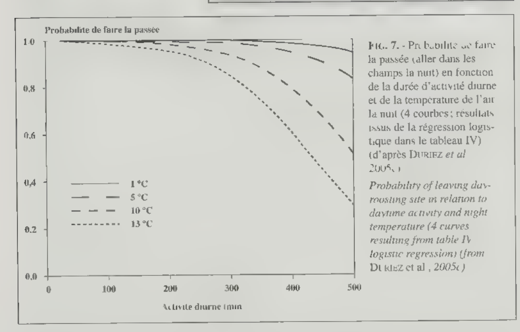



FIG. 7. - Probabilité de faire la passée (aller dans les champs la nuit) en fonction de la durée d'activité diurne et de la température de l'air la nuit (4 courbes ; résultats issus de la régression logistique dans le tableau IV) (d'après DURIEZ *et al* 2005c).
*Probability of leaving day-roosting site in relation to daytime activity and night temperature (4 curves resulting from table IV logistic regression) (from* DURIEZ et al., *2005c)*

derniers sont plus efficaces pour s'alimenter. La décision de faire la passée semble être le reflet du compromis entre alimentation et risque de prédation car les prairies sont à la fois les milieux les plus riches en vers de terre et aussi les plus risqués en terme de prédation. Une analyse statistique par régression logistique a montré que la décision de faire la passée, prise chaque soir, dépend du temps d'alimentation de la journée écoulée (et donc indirectement du succès de recherche alimentaire) et de la température de l'air de la nuit (TAB. IV et FIG. 7) (DURIEZ *et al.*, 2005c). Ainsi après une journée avec une grande proportion de temps passé en activité (vraisemblablement dans des zones riches en nourriture) et à température relativement douce, les bécasses peuvent éviter de faire la passée et ainsi se soustraire au plus grand risque de prédation. Quand l'abondance de nourriture dans une remise commence à diminuer du fait de l'exploitation par l'oiseau (déplétion de la ressource), et/ou lorsque les températures sont basses (besoins énergétiques accrus et vers de terre moins disponibles), les bécasses ne peuvent pas réussir à compléter leurs besoins journaliers en forêt et doivent alors prendre le risque d'aller en prairie la nuit, où la nourriture est toujours abondante. En résumé, la résolution du compromis entre alimentation et prédation dépendrait de l'efficacité des bécasses à trouver une zone de nourriture riche en forêt et à l'exploiter de manière optimale.



## APPLICATIONS POUR LA CONSERVATION

Cette étude utilisant la télémetrie peut maintenant nous aider à proposer des mesures pratiques visant à améliorer la conservation de l'espèce. Les données démographiques (taux de survie, voir TAVECCHIA *et al.*, 2002) ainsi que les menaces sur l'habitat renforcent l'idée que la Bécasse des bois est une espèce à surveiller (FADAT, 1999). La chasse en particulier a un fort impact sur la survie des jeunes oiseaux (DURIEZ *et al.*, 2005a). Si les réserves de chasse sont des moyens efficaces pour protéger les bécasses, il n'existe que très peu de réserves spécialement dédiées à cette espèce (seulement 3 en Bretagne par exemple). L'étude du comportement des oiseaux peut permettre d'augmenter l'efficacité de telles réserves. En effet, alors qu'un tiers des bécasses semblent fidèles à une seule remise en forêt, les deux autres tiers fréquentent plusieurs remises. Plus une becasse change souvent de remises, plus elle a de chances de se trouver hors de la réserve à un moment donné. Dans notre zone d'étude, 92 % des mouvements des bécasses étaient contenus dans un périmètre de 1 km autour du massif forestier (DURIEZ *et al.*, 2005a). Aussi, une réserve pourrait-elle gagner en efficacité en étant entourée par une zone tampon de 1 km de large, où la pression de chasse serait limitee et où l'habitat serait aménagé. L'aménagement devrait concerner à la fois les milieux forestiers (favoriser les taillis, créer des ouvertures comme des layons et clairières pour permettre l'établissement d'une strate arbustive et une grande abondance de vers de terre) mais aussi les milieux agricoles (maintien de prairies pâturées et du bocage, élevage extensif, limitation des traitements excessifs de pesticides et d'engrais, techniques culturelles simplifiées) (voir les détails dans DURIEZ, 2003 ; DURIEZ *et al.*, 2005b).

Toutes ces nouvelles informations sur la biologie de la Bécasse des bois en hiver ne reposent que sur les résultats obtenus sur un seul site pendant 3 ans. Il est nécessaire de prolonger cette etude dans d'autres regions aux conditions similaires (ailleurs en Bretagne ou Normandie), mais aussi dans des régions plus éloignées et au climat différent. Il est probable que les bécasses hivernant en maquis méditerranéen, dans les pinèdes des Landes ou encore les oiseaux sédentaires du centre de la France, aient développé encore d'autres stratégies d'hivernage et utilisent le milieu de manière différente.

## REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les personnes impliquées dans le travail de terrain : Y. CHAVAL, J. L. CHIL, S. DESCAMPS, C. GUYOT, H. JAMIN, J. LE BIHAN, F. LEROY, J. MARIE, J. P. RICHARD et S. ALARY. L'analyse des données a bénéficié entre autres de l'aide de H. FRITZ, J. CLOBERT, F. BINET, E. CORDA, E. BRO & Y. TREMBLAY. Nous avons bénéficié des facilités logistiques fournies par le Conseil Général des Côtes-d'Armor et J.-C. FORNASIER (Office National des Forêts). Nous remercions les agriculteurs et éleveurs pour nous avoir laissé un libre accès à leurs propriétés. Merci enfin aux organisateurs du 29e CFO à Nantes.

## BIBLIOGRAPHIE


- AEBISCHER (N. J.), ROBERTSON (P. A.) & KENWARD (R. E.) 1993.– Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74 : 1313-1325.
- BIEBACH (H.) 1996.– Energetics of winter and migratory fattening. *In* CAREY (C.) *Avian energetics and nutritional ecology*. New York : Chapman & Hall. • BLEM (C. R.) 1990.– Avian energy storage. *Current Ornithology*, 7 : 59-113. • BOUCHÉ (M. B.) & GARDNER (R. H.) 1984.– Earthworms functions VIII - Population estimation techniques. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 21 : 37-63.
- CRAMP (S.) & SIMMONS (K. E. L.) 1983.– *Scolopax rusticola* Woodcock. *In* CRAMP (S.) & SIMMONS (K. E. L.) *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Oxford, UK : Oxford University Press. • CUTHILL (I. C.) & HOUSTON (A. I.) 1997.– Managing time and energy. *In* KREBS (J. R.) & DAVIES (N. B.) *Behavioural Ecology ; An evolutionary approach*. Oxford : Blackwell Science.
- DURIEZ (O.) 2003.– *Stratégies individuelles d'hivernage chez la Bécasse des Bois* Scolopax rusticola : *compromis énergétiques pour la sélection de l'habitat*. Thèse de Doctorat, Université Paris VI. http://tel.ccsd.cnrs.fr/documents/archives0/00/00/35/09/index_fr.html. • DURIEZ (O.), PASTOUT-LUCCHINI (L.), BOOS (M.), CHASTEL (O.), FRITZ (H.), FERRAND (Y.) & CLOBERT (J.) 2004.– Low levels of energy expenditures in a nocturnal, forest-dwelling wader, the Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola*. *Ardea*, 92 : 31-42. • DURIEZ (O.), ERAUD (C.), BARBRAUD (C.) & FERRAND (Y.) 2005a.– Factors affecting population dynamics of Eurasian Woodcocks wintering in France :

assessing the efficiency of an hunting-free reserve. *Biological Conservation*, 122: 89 97 • DURIEZ (O.), FERRAND (Y.), BINET (F.), CORDA (E.), GOSSMANN (F.) & FRITZ (H.) 2005b – Habitat selection of the Eurasian Woodcock in winter in relation to earthworms availability. *Biological Conservation*, 122: 479-490. • DURIEZ (O.), FRITZ, (H.), BINET (F.), TREMBLAY (Y.) & FERRAND (Y.) 2005c.– Individual activity rates in wintering Eurasian Woodcocks: starvation versus predation risk trade-off? *Animal Behaviour*, 69, 39-49 • DURIEZ (O.), FRITZ (H.), SAID (S.) & FERRAND (Y.) *in press* Spatial use and movements by Eurasian Woodcocks wintering in a mixed forest agriculture landscape, in western France *Ibis* • DURIEZ (O.), BINET (F.) & FERRAND (Y.) soumis – An adapted method for sampling earthworms at night in wildlife studies. *Journal of Wildlife Management*

• FADAT (C.) 1991 – Bécasse des bois. *In* YEATMAN-BERTHELOT (D.) *Atlas des Oiseaux de France en hiver*, Paris Société Ornithologique de France • FADAT (C.) 1995 – *La Becasse des bois en hiver. Ecologie, Chasse, Gestion*. Clermont-l'Herault, France Maury presse • FADAT (C.) 1999.– Bécasse des bois *Scolopax rusticola* In ROCAMORA (G.) & YEATMAN-BERTHELOT (D.) *Oiseaux menacés et à surveiller en France*. Paris, France Société d'Études des Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux • FERRAND (Y.) & GOSSMANN (F.) 1988 – Répartition spatiale des Bécasses des bois sur leurs habitats nocturnes en Bretagne. *In* HAVET (P.) & HIRONS (G.) *3e Symposium Européen sur la Bécasse et la Bécassine*, Paris: Office National de la Chasse • FERRAND (Y.) 1995. Bécasse des bois *Scolopax rusticola*. *In* YEATMAN BERTHELOT (D.) & JARRY (G.). *Nouvel Atlas des Oiseaux nicheurs de France*, Paris: S.E.O.F. • FERRAND (Y.) & GOSSMANN (F.) 2000.– La Bécasse des bois - Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir saison 1998-1999 *Faune Sauvage*, 251: 96-105. • FERRAND (Y.) & GOSSMANN (F.) 2001.– Elements for a Woodcock (*Scolopax rusticola*) management plan *Game and Wildlife Science*, 18 115-139. • FRONTIER (S.) & PICHOD-VIALE (D.) 1993 – *Ecosystemes structure, fonctionnement, évolution* 2nd ed Paris: Masson

• GOSSMANN (F.), FERRAND (Y.), LOIDON (Y.) & SARDET (G.) 1988 Methodes et résultats de baguages des Bécasses des bois (*Scolopax rusticola*) en Bretagne *In* Havet (P.) & Hirons (G.) *3e Symposium Européen sur la Becasse et la Bécassine*, Paris, France: Office National de la Chasse • GOSSMANN (F.) & FERRAND (Y.) 2000 Impact of the 1996-1997 cold spell on Woodcock in France based on ring recoveries. *In* Kalchreuter (H.) *Fifth European Woodcock and Snipe Workshop*, Czempin, Poland • GRANVAL (P.) 1988.– *Approche écologique de la gestion de l'espace rural, des besoins de la Becasse (Scolopax rusticola L.) à la qualité des milieux* Thèse de doctorat, Université de Rennes I

• HEATH (M.), BORGGREVE (C.) & PEET (N.) 2000. European bird populations, estimates and trends *In* Birdlife International/ European Bird Census Council *Birdlife Conservation Series* n° 10, p. 160 Cambridge, UK: Birdlife International • HILTON (G. M.), RUXTON (G. D.) & CRESSWELL (W.) 1999 – Choice of foraging area with respect to predation risk in Redshanks, the effects of weather and predator activity *Oikos*, 87 295 302. • HOUSTON (A. I.) & MCNAMARA (J. M.) 1999 – *Models of adaptative behaviour - an approach based on state* Cambridge: Cambridge University Press

• LIMA (S. L.) 1986.– Predation risk and unpredictable feeding conditions, determinants of body mass in birds *Ecology*, 67: 377-385. • LIMA (S. L.) & DILL (L. M.) 1990 Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus *Canadian Journal of Zoology*, 68: 619-640 • LITTEL (R. C.) FREUND (R. J.) & SPECTOR (P. C.) 1991 – *SAS System for Linear Models*. 3rd ed. Cary, North Carolina. SAS Institute Inc

• M'AULEY (D. G.), LONGCORE (J. R.) & SEPIK (G. F.) 1993 – Techniques for research into Woodcock experiences and recommendations. *In* Longcore (J. R.) & Sepik (G. F.) *8th American Woodcock Symposium*, Washington D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service.

• NORBERG (U. M.) 1996. - Energetics of flight. *In* Carey (C.) *Avian energetics and nutritional ecology*, New York: Chapman & Hall

• ROBIN (J.-P.), BOOS (M.), GOSSMANN (F.), ZORN (T.), LE MAHO (Y.) & GROSCOLAS (R.) 1999 Cold spell sensitivity of the Woodcock *In* Thomaidos (C.) & Kypridemos (N.) *IUGB XXIVth congress*. Thessaloniki. IUGB

• STEPHENS (D. W.) & KREBS (J. R.) 1986 *Foraging theory* Princeton, New Jersey Princeton University Press. • SUTHERLAND (W. J.) 1996.- *From individual behaviour to population ecology* Oxford Oxford University Press.

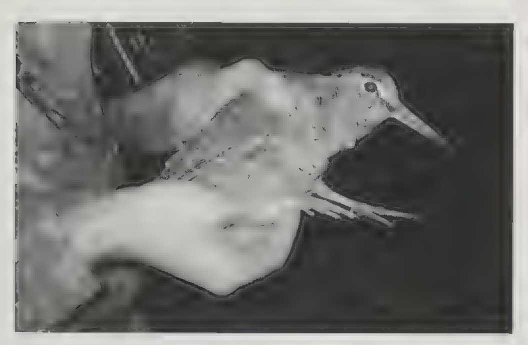
• TAVECCHIA (G.), PRADEL (R.), GOSSMANN, (F.), BASTAT (C.), FERRAND (Y.) & LEBRETON (J.-D.) 2002.– Temporal variation in annual survival probability of the Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola* wintering in France. *Wildlife Biology*, 8 21 30

• WETLANDS INTERNATIONAL 2002 – *Eurasian Woodcock. Waterbird population estimates*, Wageningen, The Netherlands Wetlands International Global Series N° 12. • WITTER (M. S.) & CUTHILL (I. C.) 1993 The ecological costs of avian fat storage *Philosophic Transactions of the Royal Society of London*, serie B, 340 93-125

Alauda 73 (4), 2005: 415-423

# BILAN DES ACQUIS DE 20 ANNÉES DE BAGUAGE DE BÉCASSE DES BOIS *Scolopax rusticola*, EN FRANCE

François GOSSMANN, Claudine BASTAT [2], Michel GUENEZAN et Yves FERRAND [2]



**Results of twenty years ringing Eurasian Woddcock *Scolopax rusticola* in France.** Eurasian Woodcock is a major game bird in France and Europe, as such its populations need to be monitored as closely as possible. In France a monitoring program run by the ONCFS has been in place since the 1980s, ringing being a major part of it. Capture takes place at night, using headlights and a hand-held net. There are about 300 specialised ringers for this species. From 1984 to 2004 over 40 0000 Woodcock have been ringed, and over 7000 have been subsequently recovered. This data set brings information in various fields, overwintering number, site fidelity, migration phenology, highlighting a flux of Fenno-Scandinavian birds mostly towards northern France and a continental flux, essentially from Russia, towards the whole country. Survival rates are low (0,34 for immatures and 0,44 for adults) indicating a possible threat to the species.

**Mots clés** : Bécasse des bois, Baguage, Migration, Hivernage, Survie.

**Key words**: Eurasian Woodcock, Ringing, Migration, Overwintering, Survival.

[1] Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. Direction des études et de la recherche. 53 rue Russeil F-44000 Nantes ([1] francois.gossmann@oncfs.gouv.fr) ([2] rezobecasse@oncfs.gouv.fr)

[2] Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. Direction des études et de la recherche. Saint Benoist F-78610 Auffargis (y.ferrand@oncfs.gouv.fr)

## INTRODUCTION

La Bécasse des bois, *Scolopax rusticola*, est un oiseau difficile à observer du fait de sa grande discrétion, de ses mœurs solitaires et de son habitat forestier. Elle fait cependant l'objet d'une forte activité cynégetique [1 170 000 bécasses prélevées en 1998-1999 en France (FERRAND & GOSSMANN, 2000); 3-4 millions en Europe (FERRAND & GOSSMANN, 2001)] qui nécessite un suivi des populations aussi précis que possible.

En France, un important programme de *monitoring* a été mis en place par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) depuis les années 1980 (FERRAND *et al.*, 2004). Ce programme comprend le suivi des effectifs nicheurs et hivernants nécessaire à l'estimation d'une tendance. Ce volet descriptif s'accompagne d'études et recherches visant à interpréter l'évolution des effectifs, en particulier à partir de paramètres démographiques comme le taux de survie.

Parmi les outils à la disposition des biologistes, le baguage tient une place privilégiée. Cette technique permet de mieux appréhender la phénologie de la migration, la fidélité aux territoires, les probabilités de survie des populations ainsi que l'évolution interannuelle des effectifs.

Très peu développé jusqu'au début des années 1980, le baguage des Bécasses des bois a connu un essor important ces 20 dernières années grâce à un réseau ONCFS/Fédération nationale des chasseurs.

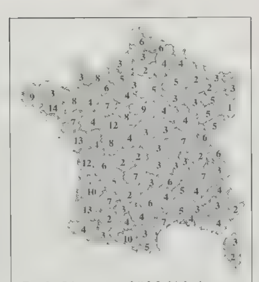


FIG. 2 – Répartition en 2003-2004 des bagueurs spécialisés "Bécasse" par département.
*Distribution in 2003-2004 of ringers specialised in "Woodcock".*

## MÉTHODES DE CAPTURE

Les méthodes classiques de capture (filets verticaux et matoles) peuvent être employées mais restent d'une faible efficacité.

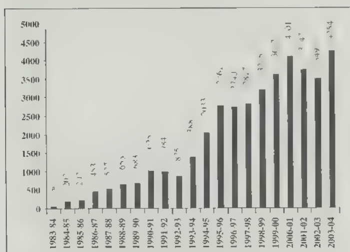



FIG. 1.– Évolution interannuelle du nombre de Bécasses des bois baguées de 1983-1984 à 2003-2004.
*Between years variations in the number of Eurasian Woodcock ringed in France from 1983-84 to 2003-04.*



La méthode la plus performante a été mise au point au milieu des années 1980 (Gossmann *et al.*, 1988). Les bécasses sont recherchées la nuit à l'aide d'un projecteur dans les milieux ouverts bordant les massifs forestiers. La capture s'opère avec un filet (1-1,5 m²) installé sur un cadre rigide en fibre de verre ou en carbone fixé au bout d'une canne en carbone ou matériau composite de 6-8 m de long. Le projecteur, longue portée, est équipé d'une lampe de 50 W ou 100 W. Le faisceau lumineux est concentré pour éviter tout halo parasite. L'ensemble est alimenté par une batterie étanche de 15 à 20 Ah placée dans un sac à dos. Une personne est chargée de la recherche avec le projecteur, une autre l'accompagne avec l'ensemble canne et filet. L'équipe, cachée par le faisceau

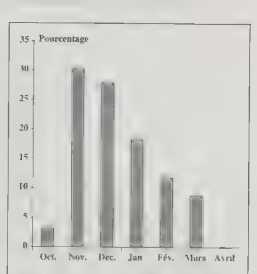



**Fig. 3.**– Proportion du nombre de Bécasses baguées en France entre octobre et avril (synthèse 1983-1984 / 2003-2004 ; n = 39841)

*Portion of Eurasian Woodcock ringed in France from October to April; n = 39841)*

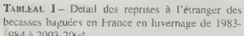


**Tableau I** – Détail des reprises à l'étranger des bécasses baguées en France en hivernage de 1983-1984 à 2003-2004

*Foreign recoveries of woodcocks ringed in winter in France from 1983-84 to 2003-04*

| Pays de reprise | Reprises entre septembre et février | Reprises entre mars et août | Total | % |
|---|---|---|---|---|
| Russie | 11 | 236 | 247 | 0,410 |
| Biélorussie | – | 13 | 13 | 0,022 |
| Estonie | 1 | 7 | 8 | 0,013 |
| Lettonie | 1 | 40 | 41 | 0,068 |
| Lituanie | | 18 | 12 | 0,020 |
| Ukraine | 1 | – | 1 | 0,002 |
| Finlande | 1 | 10 | 11 | 0,018 |
| Suède | – | 19 | 19 | 0,032 |
| Norvège | – | 1 | 1 | 0,002 |
| Danemark | 10 | – | 10 | 0,017 |
| Pays-Bas | 3 | – | 3 | 0,005 |
| Belgique | 8 | – | 8 | 0,013 |
| Suisse | 2 | – | 2 | 0,003 |
| Autriche | 2 | 10 | 12 | 0,020 |
| Allemagne | 4 | 4 | 8 | 0,013 |
| Slovaquie | – | 1 | 1 | 0,002 |
| Hongrie | | 20 | 20 | 0,033 |
| Pologne | 1 | 8 | 9 | 0,015 |
| Slovénie | | 2 | 2 | 0,003 |
| Turquie | 1 | – | 1 | 0,002 |
| Italie | 11 | – | 11 | 0,018 |
| Espagne | 127 | 1 | 128 | 0,212 |
| Portugal | 5 | – | 5 | 0,008 |
| Grande-Bretagne | 20 | 1 | 21 | 0,035 |
| Irlande | 2 | 1 | 3 | 0,005 |
| **Total** | **211** | **392** | **603** | **1,00** |

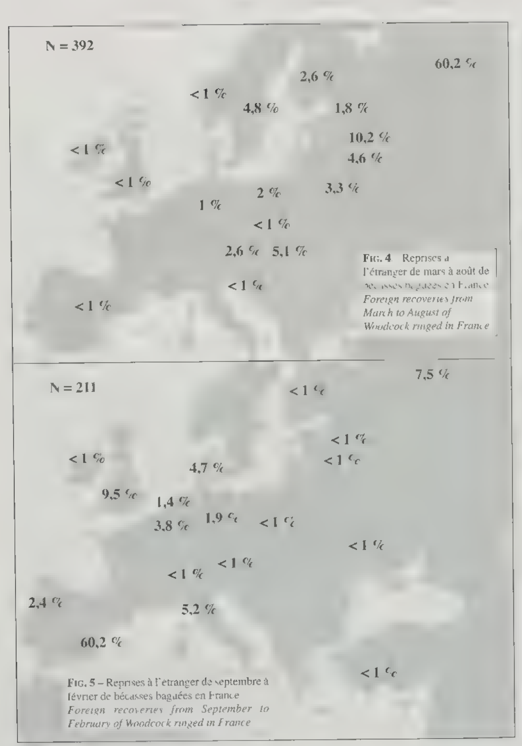



**Fig. 4**. Reprises à l'étranger de mars à août de bécasses baguées en France
*Foreign recoveries from March to August of Woodcock ringed in France*

**Fig. 5** – Reprises à l'étranger de septembre à février de bécasses baguées en France
*Foreign recoveries from September to February of Woodcock ringed in France*

*Source MNHN Paris*

lumineux, approche silencieusement l'oiseau repéré et tente la capture. L'efficacité dépend notamment des conditions météorologiques : une nuit noire avec de la pluie et du vent augmente la réussite (GOSSMANN *et al.* (*op. cit.*). Le taux de réussite moyen (n oiseaux capturés / n oiseaux vus) est de 26 %. Les prairies permanentes pâturées constituent les milieux préférentiels (DURIEZ *et al.*, 2005). Une même prairie peut accueillir plusieurs oiseaux. Les résultats présentés dans cet article sont issus de cette technique de capture.

**Effort de capture 1983-1984 / 2003-2004**

Au total, 39900 bécasses ont été baguées en automne-hiver au cours de la période 1983-1984 – 2003-2004. Le nombre de bagues posées chaque année présente une croissance quasi continue jusqu'aux années 2000 où il atteint un palier compris entre 3500 et 4000 (FIG. 1). Cet accroissement est lié à celui du nombre de bagueurs. En 2003-2004, 350 bagueurs spécialisés étaient répartis dans toutes les régions et prospectaient au total 1320 communes (FIG. 2).

Les captures se répartissent entre octobre et avril, l'essentiel (58,1 %) étant réalisé en novembre-décembre (FIG. 3).

## RÉSULTATS

**Reprises des bécasses baguées en France**

De 1983-1984 à 2003-2004, 7603 reprises ont été enregistrées dont **99,9 %** par prélèvement à la chasse. Au cours de la période considérée, 603 bécasses baguées en France ont été reprises à l'étranger, 41,0 % d'entre elles en Russie européenne et 21,2 % en Espagne (TAB. I). Parmi ces reprises à l'étranger, 392 l'ont été pendant la période de reproduction entre mars et août. La Russie européenne représente 60,2 % de ces reprises en printemps-été (FIG. 4) et la Fennoscandie 7,5 %. Parmi les reprises réalisées de septembre à février (211), 60,2 % ont eu lieu en Espagne et 9,5 % en Grande-Bretagne (FIG. 5).

**Distances de reprises en hivernage**

Les mouvements en période d'hivernage peuvent être analysés à partir des oiseaux bagués en décembre-janvier et ayant fait l'objet d'une reprise directe au cours de cette même période, c'est-à-dire en dehors de tout mouvement migratoire majeur. Au total, 866 reprises de ce type ont été obtenues : 87,6 % ont eu lieu à moins de 20 km du lieu de baguage dont 62,9 % à moins de 5 km (FIG. 6).

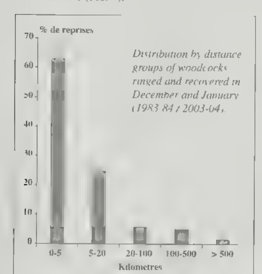



FIG. 6 – Distribution par classes de distances des reprises directes des bécasses baguées et reprises en décembre et janvier (1983-1984 / 2003-2004).

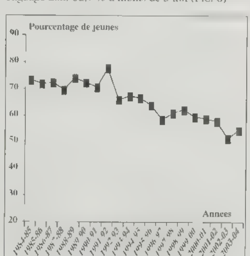



FIG. 7.– Évolution inter-annuelle de la proportion de jeunes des bécasses baguées de 1984-1985 à 2003-2004). *Between year variations in the proportion of first year birds among ringed woodcocks from 1984-85 to 2003-04.*

En période de vague de froid, la distribution des reprises directes est modifiée. Au cours de l'hiver 1996-97, par exemple, les oiseaux repris en décembre-janvier à plus de 100 km représentent 32,3 % (GOSSMANN *et al.*, 2000) alors qu'en moyenne ils ne regroupent que 6,6 % des données. L'axe de déplacement au cours de cette vague de froid était orienté principalement Sud-Sud-Ouest. Certains oiseaux, 12 au total en reprises directes, ont atteint l'Espagne.

**Délais de reprise**

La valeur moyenne annuelle du délai de reprise – temps écoulé entre la pose de la bague et la mort de l'oiseau –est comprise entre 23,1 et 32,9 jours. Pour les oiseaux repris à moins de 20 km dans les régions Manche-Atlantique, cette valeur varie de 23,3 jours à 32,8 jours (FIG. 8). Cette restriction, concernant les distances des reprises liée à la quantité d'informations disponibles, permet également d'homogénéiser l'échantillon pour une analyse localisée.

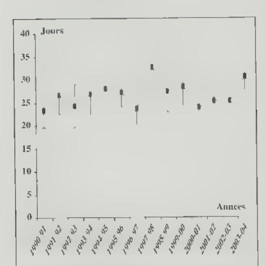



FIG. 8 – Évolution inter-annuelle du délai de reprise (à moins de 20 km) pour les régions Manche-Atlantique. *Between years variations in the time before recapture (less than 20km away) on the western coast of France.*

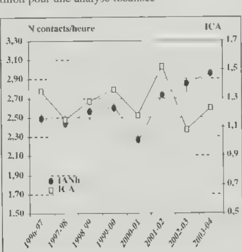



FIG. 9 – Evolution inter-annuelle de l'indice d'abondance nocturne (IANh) et de l'indice cynégétique d'abondance (ICA) (cf. texte). *Between year variations in the nocturnal abundance index (IANh) and the hunting abundance index (ICA).*

**Contrôles interannuels en hivernage**

Au total, 2783 contrôles ont été effectués. Parmi ceux-ci, 1395 sont des contrôles indirects (l'année suivante ou plusieurs années après le baguage) dont 1393 (99,9 %) ont été réalisés sur le lieu de baguage.

**Age-ratio des oiseaux bagués**

La proportion de jeunes dans les captures montre une tendance nette à la décroissance depuis le début des années 1990 (FIG. 7). Au-dessus de 70 % jusqu'en 1991-1992, elle ne s'élevait qu'à 51,4 % en 2002-2003.

**Taux de survie**

Deux études visant à estimer le taux de survie des populations de Bécasse des bois hivernant en France ont été développées à partir des données du réseau ONCFS/FNC. Une première a estimé ce taux à 0,39 (GOSSMANN *et al.*, 1994). Une seconde, plus approfondie, a permis de distinguer un taux de survie pour les adultes et pour les oiseaux de première année (TAVECCHIA *et al.*, 2002). Les valeurs s'élèvent respectivement à 0,44 et 0,34 pour la période 1984-1985/1997-1998. Cette dernière étude a montré que le taux de survie hivernal est resté stable au cours de cette période.

**Évolution des effectifs**

Le nombre de contacts relevés lors des sorties de baguage peut conduire à une estimation des variations d'abondance d'une année à l'autre. Un indice d'abondance nocturne (IANh) a été proposé comme indicateur du suivi des effectifs hivernants (FERRAND *et al.*, 2003). Cet indice correspond à un nombre de contacts/heure de prospection. L'évolution de cet indice au cours des 8 dernières années montre une tendance à l'accroissement (FIG. 9). Un indice cynégétique d'abondance (ICA) (FADAT, 1979), défini comme le nombre de bécasses vues pour une sortie de chasse de 3 heures, présente une évolution similaire à l'exception des deux dernières saisons. Cet indice a été calculé par l'ONCFS de 1976 à 1996, et depuis 1993 par le Club national des bécassiers (CNB). Ce sont ces dernières données qui servent de référence dans cette analyse.

## DISCUSSION

Les résultats montrent que la Russie européenne contribue plus fortement que la Fennoscandie dans les effectifs hivernants français. Dans une étude précédente, HEMERY *et al.* (1978) proposait une origine scandinave plus marquée à partir de bagues étrangères reprises en France. Cependant, comme ces auteurs l'ont souligné, le très faible effort de baguage de bécasses en Russie à cette époque limitait les chances de reprises en hivernage. Depuis le début des années 1990, le développement du baguage des bécasses dans toute la Russie européenne apporte des éléments complémentaires à ces résultats. À partir de 1 300 bécasses baguées en Russie du Nord-Ouest, ILJINSKY *et al.* (2000) ont montré que la majorité des reprises (95/151 entre 1991 et 1997) a lieu en France. La quasi-totalité est due aux prélevements à la chasse. Ces résultats sont donc liés à l'intérêt des chasseurs pour cette espèce et au taux de retour des bagues qui peut varier d'un pays à l'autre. Plus récemment, JULLIARD *et al.* (2003), à partir d'une analyse statistique des reprises à l'étranger de bagues françaises ont également mis en évidence l'importance des oiseaux originaires de Russie parmi les migrateurs et hivernants en France. Toutes les régions françaises reçoivent des bécasses originaires de Russie du Nord-Ouest et de Russie centrale. En revanche, les bécasses originaires de Fennoscandie hivernent presque exclusivement dans les régions bordant la Manche. Les pays baltes et l'Europe centrale contribuent aussi aux effectifs hivernants français. L'évolution des modes de chasse (suspension de la chasse à la croule en Suède en application de la Directive 79/409 et maintien de ce mode de chasse en Russie) induit cependant un biais dans l'analyse.

La forte proportion d'oiseaux repris à moins de 20 km du lieu de baguage et celle des contrôles indirects sur le site de baguage plaident pour une fidélité élevée aux territoires d'hivernage. La répartition relativement homogène des chasseurs de bécasses par rapport à l'aire d'hivernage de l'espèce en France limite les biais dans les probabilités de reprises. En revanche, les contrôles sont liés à la répartition des sites de baguage. Ceux prospectés par les bagueurs du réseau ONCFS/FNC couvrent la totalité des départements français. Même si les milieux potentiellement favorables sont très nombreux, leur répartition sur l'ensemble du territoire conduit malgré tout à une très faible proportion de contrôles inter-sites. La fidélité des bécasses à leurs territoires d'hivernage est également appuyée par d'autres travaux [WILSON, (1982a, 1982b), GOSSMANN *et al.*, 1988, FADAT, 1989].

Les résultats du baguage mettent en évidence les déplacements des bécasses lors de vagues de froid. Ces déplacements conduisent à des concentrations sur les franges côtières. Toutefois, tous les oiseaux ne quittent pas leurs sites d'hivernage en cas de mauvaises conditions météorologiques. La faible valeur du métabolisme de base (1,2 W) et une isolation du plumage plus importante que chez les autres limicoles (DURIEZ *et al.*, 2004) permettent probablement une meilleure résistance au froid des bécasses.

Sous l'hypothèse que plus la pression de chasse est forte, moins l'oiseau portera sa bague longtemps, le délai de reprise peut aider au diagnostic sur l'évolution de la pression de chasse. Aucune tendance n'est detectée pour les régions où la chasse de la bécasse est la plus intense. Dans la mesure où la majorité des observateurs s'accordent à considérer que cette pression a

augmenté, l'information issue du baguage apparaît incomplète. Dans ce domaine, les données obtenues par des études sur les tableaux de chasse (enquêtes nationales, carnets de prélèvements) semblent plus pertinentes

La proportion de jeunes dans les captures en migration et en hivernage peut apparaître comme un bon indicateur du succès annuel de reproduction (MINTON, 2003). Toutefois, la signification de cet âge *ratio* en termes de production de jeunes est délicate pour la Bécasse des bois. Comme l'a montré FADAT (1981), la pression de chasse peut aussi intervenir dans cette valeur en raison de la fidélité des oiseaux à leur territoire d'hivernage. Un fort prélèvement une année *n* contribue à augmenter la proportion de jeunes sur un territoire donné l'année *n+1*. En outre, le nombre de sites de baguage a augmenté, en particulier dans les régions de l'Est et du Centre de la France. Dans ces régions, les prélèvements sur l'espèce sont moins importants (FERRAND & GOSSMANN, 2000) favorisant une proportion d'adultes élevée. Malgré cela, une forte valeur de l'âge *ratio* associée à une forte abondance en migration et en hivernage doivent pouvoir être interprétées comme un indice de fort succès reproducteur, et inversement.

Les résultats des sorties aux fins de baguage apportent des informations importantes quant à l'état de conservation des Bécasses des bois migratrices et hivernantes en France. L'indice d'abondance nocturne (IANh) ne montre pas d'évolution sensible des effectifs au cours des 10 dernières années. Un indice calculé sur les sorties de baguage (IAN) depuis 1990-1991 présente des fluctuations interannuelles mais pas de tendance marquée (FERRAND *et al.*, 2003). En conséquence, il apparaît que les effectifs sont restés globalement stables au cours des 15 dernières années. L'absence de plan d'échantillonnage des sites de baguage peut introduire un biais dans l'analyse. Toutefois, la bonne corrélation de l'évolution temporelle des IAN avec les indices cynégétiques d'abondance conforte l'idée d'une stabilité des effectifs (FERRAND *et al., op. cit.*)

La faiblesse des taux de survie, en revanche, conduit à une certaine prudence sur l'état de conservation de l'espèce. Cependant, ces taux ne concernent que la population soumise à la chasse en France et ne valent pas pour l'ensemble des populations de bécasses en Europe. Ainsi, une étude récente estime le taux de survie des bécasses originaires de Russie à 0,52 (BAUTHIAN, 2003) [Le jeu de données ne permet pas des estimations séparées pour jeunes et adultes]

## CONCLUSION

La Bécasse des bois n'apparaît pas comme une espèce en danger (*Wetlands International*, 2002 ; *BirdLife International*, 2004). Elle demeure cependant fragile, en particulier en hivernage. Un suivi des populations s'avère donc indispensable pour maintenir un état de conservation favorable. Dans ce contexte, le baguage est un outil irremplaçable, en particulier pour l'estimation de paramètres démographiques comme le taux de survie. Associé à des recensements standardisés, il contribue à la gestion durable de cette espèce gibier

## REMERCIEMENTS

Nous remercions tous les membres du réseau pour leur participation dans ce travail qui demande beaucoup de courage et d'enthousiasme, notamment pour braver les nuits froides et pluvieuses de l'hiver. Ce sont les techniciens et agents des Fédérations départementales de chasseurs, les agents de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, des bénévoles issues du Club national des bécassiers, et également quelques bénévoles issus de diverses associations et organismes. Nous tenons à remercier également Frédéric DEJ, notre collègue à l'ONCFS pour le soin et l'attention qu'il a portés à la base de données tout au long de ces années nous permettant d'analyser dans les meilleures conditions l'ensemble des données du baguage recueillies pour la Bécasse des bois

## BIBLIOGRAPHIE

• BAUTHIAN (I.), ILJINSKY (I.), FOKIN (S.), JULLIARD (R.), GOSSMANN (F.) & FERRAND (Y.) 2003. Survival rates of Russian woodcocks. Comm. 6th *Woodcock & Snipe Workshop*. 24-28 novembre 2003. Nantes. France. • BIRDLIFE INTERNATIONAL



2004 *Threatened birds of the world 2004* CD-ROM. Cambridge, UK : BirdLife International.

- DURIEZ (O.), FERRAND (Y.), BINET (F.), CORDA (E.), GOSSMANN (F.) & FRITZ (H.) 2005.- Habitat selection of the Eurasian Woodcock in winter in relation to earthworms availability. *Biological Conservation,* 122 : 479-490 • DURIEZ (O.), PASTOUT-LUCCHINI (L.), BOOS (M.), CHASTEL (O.), FRITZ (H.), FERRAND (Y.) & CLOBERT (J.) 2004. Low levels of energy expenditure in a nocturnal forest-dwelling wader, the Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola. Ardea,* 92 : 31-42
- FADAT (C.) 1979 - Estimation des variations relatives de densités de bécasses (*Scolopax rusticola*) par la méthode des indices cynégétiques d'abondance (I.C.A.). *Bull. mens. ONC, n° Sp. Scien. Techn.* Déc 1979 : 71-110 • FADAT (C.) 1981.- Age-ratio des tableaux de chasse de bécasses (*Scolopax rusticola*). Signification biologique et utilisation pour la bonne gestion des populations bécassières. *Bull. mens. ONC, n° Sp. Scien. Techn.* Nov. 1981 : 141-172 • FADAT (C.) 1989 - *Modalités zoogéographiques de la migration et de l'hivernage en France de la Bécasse des bois* (Scolopax rusticola *L.) et gestion cynégétique de ses populations.* 3 tomes. Montpellier : Univ. Sci. Tech. Languedoc. Thèse Doct. Etat, 727 p. • FERRAND (Y.) & GOSSMANN (F.) 2000.- Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 1998-1999. La Bécasse des bois. *Faune Sauvage* Cahiers techniques n° 251, août/septembre 2000 : 96-105 • FERRAND (Y.) & GOSSMANN (F.) 2001 - Elements for a Woodcock (*Scolopax rusticola*) management plan. *Game and Wildlife Science,* 18 : 115-139 • FERRAND (Y.), GOSSMANN (F.) & BASTAT (C.) 2003 - What census method for migrating and wintering Woodcock populations ? Comm. *$6^{th}$ Woodcock & Snipe Workshop,* 24-28 novembre 2003. Nantes. France • FERRAND (Y.), GOSSMANN (F.), BASTAT (C.) & GUENEZAN (M.) 2004 - Integrated monitoring of the Woodcock populations wintering and breeding in France. Comm. *$16^{th}$ International Conference of the European Bird Census Council – Bird numbers 2004.* 6-11 September 2004. Kayseri, Turkey • GOSSMANN (F.), FERRAND (Y.), LOIDON (Y.) & SARDET (G.) 1988. Methodes et résultats de baguage des Becasses des bois, *Scolopax rusticola*, en Bretagne. *in 3e Symp. Eur. Bécasse bécassines,* P. Havet et G. Hirons (eds) : 34-41
- GOSSMANN (F.), FERRAND (Y.), Impact of the 1996-1997 cold spell on Woodcock in France based on ring recoveries - *In : Fifth Eur. Woodcock and Snipe Workshop. Proc. Int. Symp.* Wetland Int. Woodcock and Snipe Spec. Group, Czempin, Poland, 3-5 May 1998, H. Kalchreuter ed., *Wetland Int. Publ., Global series* n° 4, 2000. Int. Wader Studies 11 : 37-39 • GOSSMANN (F.), FERRAND (Y.) & BASTAT (C.) 1994. Mortalité hivernale des Becasses des bois en France d'après les reprises de bagues. *IWRB Publ.*, 31 : 8-14.
- HEMERY (G.), JARRY (G.), LE TOQUIN (A.) & NICOLAU-GUILLAUMET (P.) 1978 - Études préliminaires des populations de Becasses des bois (*Scolopax rusticola*) migratrices et hivernantes en France. *Bull. mens. Scien. Tech.* nov 1978 : 5-37
- ILJINSKY (I.V.), FETISOV (S.A.), PTSCHELINZEV (V.), VEREVKIN (M.V.), GOLOVAN (V.I.), CHRISTYAKOV (D.V.) & GOSSMANN (F.) 2000 - First results of Woodcock (*Scolopax rusticola*) ringing in the north-west regions of Russia. *In : Fifth Eur. Woodcock and Snipe Workshop. Proc.*, Int. Symp. Wetland Int. Woodcock and Snipe Spec. Group, Czempin, Poland, 3-5 May 1998, H. Kalchreuter ed., *Wetlands Int. Publ., Global series* n° 4, Int. Wader Studies 11 : 15-18
- JULLIARD (R.), BAUTHIAN (I.) & GOSSMANN (F.) 2003 -The origins of Woodcocks wintering in France. Comm. *$6^{th}$ Woodcock & Snipe Workshop,* 24-28 novembre 2003, Nantes. France
- MINTON (C.) 2003 - The importance of long-term monitoring of reproduction rates in waders. *Wader Study Group Bull.*, 100 : 178-182
- TAVECCHIA (G.), PRADEL (R.), GOSSMANN (F.), BASTAT (C.), FERRAND (Y.) & LEBRETON (J.-D.) 2002 - Temporal variation in annual survival probability of the Eurasian Woodcock *Scolopax rusticola* wintering in France. *Wildlife Biology,* 8 : 21-30
- WETLANDS INTERNATIONAL 2002 - Eurasian Woodcock *in* Waterbirds Population Estimates. *Wetland International Global series* n° 12. Wageningen, The Netherlands : 164 • WILSON (H.J.) 1982a - Movements, home range and habitat use of wintering Woodcock in Ireland. *In : $7^{th}$ Woodcock Symposium, Woodcock Ecology and Management.* U.S.F.W.S. Wild. Res. Rep., 14 : 168-178 • WILSON (H.J.) 1982b – Wintering site fidelity of Woodcock, *Scolopax rusticola*, in Ireland. *In : Trans. $14^{th}$ Inter. Congr. Game. Biol.*, Dublin, Ireland : 219-231

## EN BREF...

- **Baguage de Passereaux migrateurs à Doñana.** Cette étude se déroule chaque année sur une période de 9 semaines (septembre à début novembre). Des bagueurs expérimentés sont recherchés. Pour plus d'information voir le site: www-rbd.ebd.csic.es/ seguraves/Paserit/indice.ht es.
*Contact : José Luis Arroyo Matos, Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales, Estación Biologica de Doñana, Apdo 4 21760 Matalascañas, HUELVA, Spain (Tél + 34 959 440032 / 36 - Fax +34 959 440033, e-mail joseluis@ebd.csic.es ou jlam-1@teleline.es)*

- **Ageing and sexing workshop.** Ce camp de baguage se tiendra en février 2006 à Mungnorn Gap (Australie).
*Contact : ABSA - Training co-ordinator, Po Box A313, Sydney South NSW (Australie)*

- **Birds & Recreational Disturbance.** Cette conférence s'est tenue le 16 novembre 2005 à The Great Northern Hotel, Peterborough (Grande-Bretagne).
*Contact : British Ornithologists' Union (www.bou.org.uk).*

- **Groupe Ornithologique du Jura.** Le programme des sorties est disponible.
*Contact : GOJ, 2 rue de Pavigny, F 39000 Lons-le-Saunier (Tél. 03 84 51 25 15).*

- **ANVL.** Le programme des sorties est disponible.
*Contact : Association des Naturalistes de la Vallée du Loing (http://anvl.club.fr).*

- **OSME summer meeting.** S'est tenu le 30 juillet 2005 à Londres (Grande-Bretagne).
*Contact : Ornithological Society of the Middle East (www.osme.org).*

- **Eulen in der Kulturlanddschaft.** S'est tenu du 7 au 9 octobre 2005 à Öhringen (Allemagne).
*Contact : NABU (www.ageulen.de).*

## ERRATUM

- ***Alauda*, 72 (4), 2004, 338-339** – "Découverte du Lagopède Alpin, *Lagopus mutus*...". Lire *Pamiro-Alai mountains* et non *Pamiro-Aliai mountains*, lire *I spent one field season in 1975* et non *I spent one field season in 1,975 m* et enfin lire *After my statement that these footprints are belong to Chukar Partridge*.

- **21e Festival international du film ornithologique** s'est tenu à Ménigoute (79) du 27 octobre au 1er novembre 2005.
*Contact : Association Mainate, 16 bis rue de Saint Maixent, BP5, F 79340 Ménigoute. Tél 33+(0)5 49 69 90 09 (www.menigoute-festival.org).*

## REMERCIEMENTS...

- À plusieurs reprises, depuis quelque mois, David LEDAN, photographe naturaliste breton talentueux, a illustré la couverture d'*Alauda*, apportant ainsi sa touche personnelle au renom de notre revue. Le Conseil d'Administration de la SEOF tient à le remercier très vivement ici, pour les clichés à la fois esthétiques, documentaires et scientifiques qu'il nous prodigue amicalement.

# BIOLOGIE DE LA REPRODUCTION DE LA GUIFETTE MOUSTAC *Chlidonias hybridus* EN BRENNE (FRANCE)

Franck LATRAUBE[1], Jacques TROTIGNON[2] & Vincent BRETAGNOLLE[1]



**Breeding biology of Whiskered Tern *Chlidonias hybridus* in Brenne.** The Brenne, a wetland of international importance ("Centre" region, "Indre" département), is made of meadows, woodlands, scrubs and over 2000 lakes holding a remarkable flora and fauna including Whiskered Tern (*Chlidonias hybridus*). Each year, between and third and half of the French population of this species breeds in the area. This colonial species with high conservation stakes has only been partially studied. Over the past 20 years the Ligue pour la Protection de Oiseaux and the Chérine nature reserve monitor Whiskered Tern colonies. In 2000, both organisations decided to commission a study into the ecology of the species to the Chizé CNRS. An analysis of censuses since 1982 highlights the high between year mobility of colonies. Local habitat management actors do not know the ecological needs of the species for its reproduction. The same lake is rarely used more than four years, and even if breeding is successful they it is used the next year in 50% of cases. Moreover, nature reserves only play an anecdotic role, as most colonies are found on private lakes, therefore heightening the awareness of private owner plays a central role in the conservation of the species. In order to study the species mobility a ringing program started in 2001. Part of this program involved colour-ringing 154 individual. In the mean time adults were radio tracked in order to evaluate their foraging range. Monitoring 25 adults during a full breeding season enabled us to identify the life domain of the species. Finally, close monitoring on the species behaviour on the colonies and at foraging sites provided information on its diet, activity budgets and breeding success. The species habitat was characterised by a typology of breeding sites and their surroundings. This heritage species is inked to a specific type of pond with floating vegetation (*Nymphea* and *Polygonum*) surrounded by a mosaic including natural meadows and fish ponds. The conservation of this anthropised habitat could also benefit many other species of animals (Dragonflies and Damseflies) or plants (*Caldesia parnassifolia*)

**Mots clés**: Guifette moustac, Biologie, Reproduction, Domaine vital, Brenne (France)

**Key words**: Whiskered Tern, Biology, Breeding, Life domain, Brenne (France)

[1] Centre National de la Recherche Scientifique, Centre d'Etude Biologique de Chizé, F-79360 Villiers en Bois

[2] Reserve Naturelle de Chérine, Maison de la Nature et de la Reserve, F-36290 Saint Michel en Brenne

## INTRODUCTION

La France a perdu deux tiers de ses zones humides en 30 ans (BARBAULT, 1994) et le phénomène ne semble pas diminuer. Parmi ces ensembles figurent les étangs d'origine artificielle, qui ont été créés dans un objectif de production piscicole ou d'activités de loisirs. La France possède encore de grandes zones humides : estuaires, deltas, marais, tourbières, lacs, côtes ouvertes ... Ces écosystèmes présentent une grande richesse notamment au niveau de la transition terre-eau (TROTIGNON, 2000); certains constituent l'habitat de reproduction de la Guifette moustac *Chlidonias hybridus* car c'est sur la végétation flottante des étangs ou des estuaires que ces oiseaux établissent leurs colonies (TOMIALOJC, 1994).

La Guifette moustac est une espèce patrimoniale relativement facile à observer. Elle est classée comme "espèce à surveiller en France" (ROCAMORA & YEATMAN-BERTHELOT, 1999) et figure en Annexe I de la "*Directive Oiseaux*" et en Annexe II de la "*Convention de Berne*".

Ses effectifs européens sont en déclin (HEATH *et al.*, 2000) suite à la disparition des habitats de reproduction (TOMIALOJC, 1994).

L'Europe, qui accueille la totalité des effectifs nicheurs du Paléarctique occidental, compte entre 35000 et 52000 couples (BirdLife, 2000). Les principaux sites de reproduction sont respectivement le delta du Danube (Roumanie) avec 10000 couples, le delta du Guadalquivir (Espagne) avec 5000 à 8000 couples (HEATH *et al.*, 2000) et la France avec 2000 à 3000 couples (TROTIGNON, 2003, synthèse annuelle du "*Groupe Guifettes France*").

En 2003, les principaux sites de reproduction français sont la Brenne, la Dombes, le Lac de Grand Lieu, la Sologne et le Forez.

Peu d'études scientifiques ont été réalisées sur cette espèce (BAKARIA *et al.*, 2002) et les stratégies de colonisation des étangs sont des phénomènes qui échappent aux gestionnaires locaux. Confrontée à cette problématique, la Réserve Naturelle de Chérine a confié en 2001 au laboratoire du CNRS de Chizé une étude dont l'objectif premier est de définir les exigences écologiques de l'espèce, durant la reproduction, afin d'établir des modalités de gestion adaptées. Cet article présente une partie des résultats acquis à ce jour.

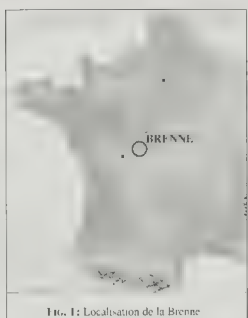



FIG. 1 : Localisation de la Brenne
*Location of the Brenne*

Au travers de cette analyse, nous étudierons le phénomène de mobilité annuelle des colonies sur les étangs en Brenne expliqué par des facteurs environnementaux tels que la végétation aquatique des étangs, elle-même liée à des pratiques anthropiques.

## LOCALISATION DU SITE D'ÉTUDE

Parmi les grandes régions d'étangs français, la Brenne (région Centre, département de l'Indre ; FIG. 1) a été classée par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (U.I.C.N.) au quatrième rang des zones humides d'importance internationale et désignée au titre de la Convention de Ramsar, en 1991. Région naturelle d'environ 100000 ha, elle se caractérise par la présence de 2237 étangs couvrant 8288 ha en eau (GUÉRIN, 2001). Ces étangs sont à vocation piscicole et aussi destinés à la chasse du gibier d'eau. Leur location représente une source de revenus importante pour le propriétaire.

Ces étangs, tous d'origine artificielle, ont été édifiés pour les premiers d'entre eux dès le



XIᵉ siècle. Depuis cette époque, ils ont pour vocation l'élevage des poissons (TROTIGNON *et al.*, 1994). Chaque année, d'octobre à février, ils sont vidés et pêchés. Traditionnellement extensive, la pisciculture s'est peu à peu intensifiée depuis la seconde moitié du XXᵉ siècle, dégradant ainsi le patrimoine naturel des étangs (OTTO-BRUC, 2001).

La production piscicole traditionnelle représentait de 80 à 100 kg/ha/an. Désormais, grâce à l'association de plusieurs techniques d'amélioration, elle est de l'ordre de 200 à 400 kg/ha/an, voire bien davantage. Cette hausse de la production piscicole s'est faite souvent au détriment de la flore aquatique (roselières, herbiers aquatiques et massifs de plantes flottantes) modifiant ainsi un biotope favorable pour de nombreuses espèces d'oiseaux nicheuses.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

Parmi les oiseaux à reproduction coloniale, les sternes et les guifettes montrent une grande instabilité dans le choix de leurs sites de nidification (TROTIGNON *et al.*, 1994). L'installation des colonies sur de nouveaux étangs a souvent lieu sans raison apparente. La Guifette moustac se comporterait comme une espèce colonisatrice des étangs en phase de comblement, c'est-à-dire très riches en végétation, et donc déjà sur le déclin (VANSTEENWEGEN, 1998).

Les colonies de guifettes font l'objet d'un suivi annuel réalisé par la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) et par la Réserve Naturelle de Chérine depuis 1982 (observateurs : Tony WILLIAMS, Joel DEBERGE et Jacques TROTIGNON). Les recensements consistent en des dénombrements décadaires du 1ᵉʳ mai au 31 août, chaque année. À chaque visite, le nombre de couples en activité de reproduction est recensé en utilisant un télescope (x20) depuis la rive des étangs.

## RÉSULTATS

Les effectifs nicheurs ont diminué très régulièrement entre 1982 et 1990 (FIG. 2), une décennie qui a été marquée par de grandes sécheresses de 1989 à 1992. Le faible niveau hydrique des étangs au printemps n'a pas permis aux guifettes de s'installer. La baisse tendancielle des effectifs avant cette période est probablement due à de mauvaises conditions sur les sites d'hivernage. Depuis 1990, à l'opposé, on observe une augmentation sensible et continue des effectifs. 2003 constitue une année remarquable avec 1083 couples nicheurs. Il existe

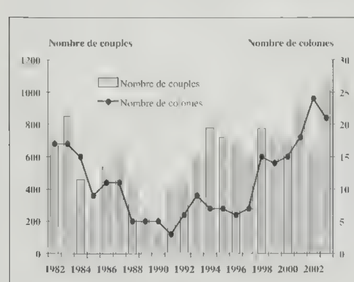



FIG. 2 – Évolution du nombre de couples nicheurs et du nombre de colonies de Guifettes moustacs en Brenne.
*Variation in the number of breeding pairs and colonies of Whiskered Tern in Brenne.*

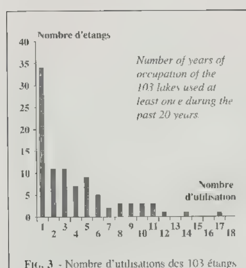


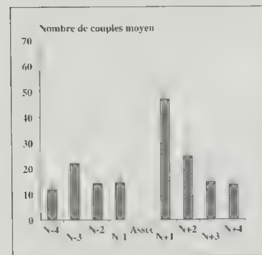

**Fig. 3** - Nombre d'utilisations des 103 étangs occupés au moins une fois au cours des 20 dernières années

une corrélation entre le nombre de couples et le nombre de colonies (Test de WILCOXON-MANN-WHITNEY, w = 576, p = 3.028e-09)

L'augmentation régulière de ces dernières décennies pourrait être expliquée par un report des populations ibériques, victimes d'une sécheresse inhabituelle (ROCAMORA & YEATMAN-BERTHELOT, 1999). Or, il ne semble pas y avoir de report significatif entre les nicheurs du Guadalquivir (principale zone de reproduction) et ceux de France (régression linéaire, $y = 0.067x + 1521.7$, $R^2 = 0.0484$)

Les guifettes réutilisent rarement plusieurs années de suite le même étang. Une étude menée en 2004 suggère que seulement 103 étangs (sur plus de 2200, soit 4,6 %) ont accueilli une colonie de guifettes au cours des 30 dernières années (MORTREUX 2004). Chaque année, en moyenne, un nouvel étang n'ayant jamais hébergé de colonies auparavant est utilisé ; ce taux de renouvellement des étangs ne semble pas fléchir, suggérant que le nombre potentiel d'étangs favorables n'est pas un facteur limitant actuellement. Il serait néanmoins hâtif de conclure que tous les étangs sont susceptibles d'accueillir une colonie : sur les 103 étangs qui ont été occupés par les guifettes, 34 n'ont été utilisés qu'une seule fois et seulement 6 l'ont été plus de 10 fois (FIG. 3)

Une explication réside dans le fait que tous les 10 à 12 ans en moyenne les étangs sont mis "en assec". Cette technique, très répandue en Brenne, consiste à laisser, durant un été, un étang sans eau afin de procéder à l'entretien des digues et au désenvasement de la pêcherie (partie la plus profonde de l'étang, située près de la bonde), ceci grâce à un curage mécanique. L'assec présente également l'intérêt de favoriser le développement d'une végétation naturelle qui consomme les matières organiques en les minéralisant. Lorsque l'étang est




| Année/assec | Moyenne | Écart type |
|---|---|---|
| N-4 | 11,71 | 4,15 |
| N-3 | 21,85 | 5,93 |
| N-2 | 14,14 | 3,61 |
| N-1 | 14,42 | 3,97 |
| Assec | 0 | 0 |
| N+1 | 46,96 | 15,13 |
| N+2 | 24,75 | 12,12 |
| N+3 | 14,67 | 6,05 |
| N+4 | 13,57 | 6,06 |

**Fig. 4**. Nombre moyen de couples avant et après une mise en assec sur 28 étangs.

*Mean number of pairs before and after dry-out for 28 lakes*



remis en eau durant l'hiver, la végétation se développe au printemps (principalement *Roripa amphibia* et *Ranunculus aquatilis*) et offre alors des supports très attractifs pour les guifettes en quête de sites de nids.

Une analyse démontre les conséquences positives de cette pratique sur l'installation des colonies (FIG. 4)

De plus, la taille de l'étang et la présence de végétation flottante ont une influence sur l'installation des colonies de guifettes (régression logistique n = 232, p < 0.02) (MORTREUX, 2004).

## DISCUSSION ET MESURES CONSERVATOIRES

Un outil de protection tel que la réserve naturelle ne semble pas en mesure de répondre à toutes les exigences écologiques de l'espèce. La forte mobilité des nicheurs et la fréquence d'utilisation des étangs impliquent l'adoption de mesures rapides à mettre en œuvre et adaptables. Or, de telles mesures de protection n'existent pas à l'heure actuelle.

En matière de gestion, il est nécessaire de favoriser la pratique de mise en assec des étangs. Une solution serait d'intégrer ce mode d'entretien dans le cahier des charges des mesures "Natura 2000" destinées à la Brenne et d'interdire l'élimination de la végétation favorisée par l'assec au cours des années suivantes.

Il apparaît donc nécessaire de favoriser le dialogue avec les propriétaires privés et de leur faire prendre conscience de la valeur que constituent les colonies de guifettes sur le plan patrimonial. Il importe en particulier de les inciter à préserver les massifs de végétation (nymphéas et nénuphars jaunes, renouées amphibies...) qui constituent des supports de premier choix pour la construction des nids. À cet égard, le maintien d'un habitat favorable aux guifettes ne peut donc se concevoir, hormis quelques exceptions, que dans un contexte de pratiques piscicoles extensives.

Mais les exigences de la Guifette moustac ne se limitent pas aux seuls lieux de reproduction. Il apparaît nécessaire de prendre en compte également les sites d'alimentation, qui sont constitués par les étangs et les prairies naturelles.

## REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier l'ensemble des propriétaires pour l'accès sur leurs étangs et les diverses personnes ayant participé à la collecte de données: Tony WILLIAMS, Joël DEBERGE, Stéphane MORTREUX, Olivier RIGUET, Julien RENET, Eric MALE-MALHERBE ainsi que la Station Biologique de Doñana. Cette étude est financée par la Région Centre (Contrat Vert), le WWF-France et la DIREN Centre.

## BIBLIOGRAPHIE


- BAKARIA (F.), RIZI (H.), ZIANE (N.), CHABI (Y.) & BANKLRA (J.) 2002. Breeding ecology of Whiskered Terns in Algeria, North Africa. *Waterbirds*, 25: 56-62. • BARBAULT (R.) 1994 - *Des baleines des bactéries et des hommes*. Odile Jacob ed. Paris: 327 p.
- GUERIN (C.) 2001 – *Les étangs de la Brenne en 2001*. Rapport Syndicat Intercommunal pour l'assainissement et la mise en valeur de la Brenne, Mézières-en Brenne. 72 p.
- HEATH (M. F.), BORGGREVE (C.) & PETT (N.) 2000 - *European bird populations: estimates and trends*, BirdLife Conservation Series edition. BirdLife Conservation Series, Cambridge.
- MORTREUX (S.) 2004. *Définir une gestion des habitats pour favoriser l'accueil d'une population de Guifettes moustacs* Chlidonias hybrida. Rapport de DESS gestion des ressources naturelles renouvelables, Lille. 62 p.
- OTTO BRUC (C.) 2001 -*Végétation des étangs de la Brenne (Indre) influence des pratiques piscicoles à l'échelle des communautés végétales et sur une espèce d'intérêt européen* Caldesia parnassifolia (L.). Thèse Muséum National d'Histoire Naturelle, 349 p.
- ROCAMORA (G.) & YEATMAN-BERTHELOT (D.) 1999. *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Population. Tendances. Menaces. Conservation*. Société d'Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux édition, Paris. 560 p.
- TOMIALOJC (J.) 1994.– *Whiskered Tern. Birds in Europe: their Conservation Status*. Cambridge, UK.: pp. 302-303. • TROTIGNON (J.) 2000.– *Des étangs pour la vie. Atelier technique des espaces naturels*. Cahier technique LPO. Montpellier. 70 p. • TROTIGNON (J.), WILLIAMS (T.) & HEMERY (G.) 1994. Reproduction et dynamique des colonies de la population de Guifettes moustacs *Chlidonias hybrida* de la Brenne. *Alauda*, 62: 89-104.
- VANSTEENWEGEN (C.) 1998 – *L'histoire des Oiseaux de France, Suisse et Belgique*, Delachaux et Niestlé éd. 335 p.

Alauda 73 (4), 2005 : 431-446

# DÉFINITION DES HABITATS POTENTIELS DU HÉRON CENDRÉ *Ardea cinerea* PAR L'ANALYSE DU PAYSAGE ET DE SA NICHE ÉCOLOGIQUE

Benjamin BOISTEAU & Loïc MARION [3]



**Definition of potential habitats of Grey Heron using landscape analysis and the species ecological niche.** Having almost disappeared from France at the beginning of the 20th century because of human disturbances, Grey Heron *Ardea cinerea* is progressively re-colonising its original breeding range. The Loire Atlantique played a key role in this process in western France. The present study takes this departement as an example to test the relationships between landscape parameters and the distribution of the 25 breeding colonies known in 1994, aiming to identify the species ecological niche and its future expansion as modelled from existing potential habitats. The Ecological Niche Factorial Analysis Method (ENFA) enabled us to identify the main eco-geographical parameters for the species in this area (area of wetland, length and spacing of ditches, distance from the coast, landscape heterogeneity, altitude, human density) which explained 98.3% of the marginality and 96.6% of the specialisation. In this department, which was colonized from the beginning of the XXth century, Grey Heron use almost all potential habitats, excepted three small areas which will probably be colonized rapidly. An important part of the department appears unfavourable to the species (hedgerows and crops landscape).

**Mots clés** : Héron cendré, Habitat, Analyse du paysage, Niche écologique.

**Key words** Grey Heron, Habitat, Eco-geographical parameters, Ecological niche

CNRS UMR 6553 ECOBIO, équipe de Biologie des population et de la conservation, Université de Rennes 1, Campus de Beaulieu, bât. 25, F-35042 Rennes cedex (benjamin.boisteau@etudiant.univ-rennes1.fr)

## INTRODUCTION

Si le Héron cendré *(Ardea cinerea)* était probablement présent sur l'ensemble du territoire français au début du XIXe, des décennies de persécution conduisirent l'espèce à une quasi-disparition du pays à la fin de ce siècle (MARION, 1997a), avec une seule colonie importante que protégeaient depuis des siècles les propriétaires d'un château de la Marne à Ecury le Grand (MARION *et al.*, 2000), mais qui fut presque détruite pendant la première guerre mondiale, tandis qu'une colonie née en 1882 à Plancy l'Abbaye dans l'Aube réussissait à se développer sans à-coup (BROSSELIN, 1974)



**Photo 1** – Baguage de Herons cendrés en forêt de Clairmarais (Pas-de-Calais) les 13 et 14 mai 1929 : Adrien Legros de Valenciennes, bagueur
*Ringing Grey Heron in the Clairmarais forest (Pas de Calais) on the 13th and 14th of May 1929*

Paradoxalement la première guerre mondiale favorisa sans doute l'apparition à l'autre extrémité du pays de ce qui devint par la suite la plus grande colonie mondiale connue pour l'espèce, au Lac de Grand Lieu en Loire Atlantique, installée dans des forêts flottantes très difficiles d'accès (Marion, 1984). Une troisième colonie importante s'installa aussi dans le Nord, à Clairmarais. Ces colonies "mères" ne diffusèrent que progressivement par la suite compte tenu des persécutions qui perduraient, avec environ 350 couples dans 5 colonies en 1928 (Marion *et al.*, 2000). L'interdiction de la chasse lors de la seconde guerre mondiale accéléra probablement la diffusion de la population malgré les persécutions par les pêcheurs et pisciculteurs jusqu'à la protection intégrale de l'espèce en 1974, où la France ne comptait encore que 4500 couples (Brosselin, 1974). Les populations jusqu'alors isolées de l'Est, du Nord et de l'Ouest de la France se rejoignirent dans les années 1980 à la faveur d'une progression démographique exceptionnelle : 10000 couples dans près de 200 colonies en 1981, près de 20000 couples dans environ 450 colonies en 1989, puis environ 26700 couples dans 660 colonies en 1994 (Marion, 1991, 1994, 1997b ; Marion *et al.*, 2000). Cette large progression numérique et géographique a permis d'occuper des milieux très variés, au fur et à mesure que les milieux les plus optimaux ou les sites les plus tranquilles face à l'homme devenaient saturés (Marion & Marion, 1987, Marion, 1997a). Même si l'homme a joué un rôle fondamental dans cette stratégie d'occupation de l'espace (Marion, 1988, 1997a), son action se fait désormais moins sentir et l'espèce répond aujourd'hui probablement beaucoup plus aux paramètres écologiques et notamment alimentaires du milieu environnant, dans le cadre du processus général de régulation des populations densité-dépendance basé sur un système original dans le monde animal de colonialité-territorialité (Marion, 1984, 1987, 1988, 1989). Dans quelle mesure les paramètres du

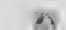


**PHOTO 2.** – Baguage de Hérons cendrés en forêt de Clairmarais (Pas-de-Calais) le 13 mai 1934. André Roevens, ingénieur, Petit[illegible], Brigadier des Eaux et Forêts, François B[illegible], Grimpeur bûcheron à Ivay.
*Ringing Grey Heron in the Clairmarais forest (Pas-de-Calais) on the 13th of May 1934.*

paysage peuvent-ils déterminer la répartition et l'importance des colonies de Hérons cendrés après ce long processus de recolonisation, et peuvent ils permettre de prédire la taille future de la population à l'équilibre ? C'est ce que nous avons voulu tester du point de vue méthodologique avec l'exemple de la population de Loire Atlantique, où le lac de Grand Lieu détient toujours le record de la colonie française la plus importante, mais que côtoient de nombreuses autres colonies de taille très variable. Celles-ci permettent de tester notre hypothèse de manière optimale, dans des conditions de quasi-saturation de la population qui exacerbent l'utilisation de toutes les ressources disponibles et où l'absence de nidifications dans certains secteurs traduit bien celle de facteurs favorables, contrairement aux populations non saturées où l'interprétation de la présence-absence est délicate.

Le rôle du paysage dans la distribution des populations animales suscite un intérêt croissant mais est encore globalement assez mal connu, et varie fortement selon la biologie des espèces considérées (ATAURI & LUCIO, 2001), notamment selon leur caractère spécialiste ou opportuniste et leurs capacités de déplacement. La prise en compte des éléments influençant la présence de l'espèce est donc indispensable dans l'établissement de cartes de qualité d'habitat. Ces cartes peuvent être effectuées *via* la méthode de l'Ecological Niche Factor Analysis (ENFA, HIRZEL *et al.*, 2002) qui compare la distribution des prédicteurs écogéographiques pour les sites où l'espèce est présente avec la distribution des prédicteurs sur l'ensemble de la zone d'intérêt.

Dans la présente étude, nous prendrons en compte le rôle joué par différents éléments du paysage à l'aide de l'ENFA, afin d'établir les potentialités d'habitat pour les hérons en Loire-Atlantique, et de voir en fonction des zones déjà colonisées, quels sont les endroits où l'espèce pourrait potentiellement s'installer dans les années futures.



## MATÉRIELS ET MÉTHODES

### Données sur le Héron cendré

L'inventaire national des héronnières de France de 1994 (Marion, 1997b), a servi de base de données pour les Hérons cendrés dans le cadre de cette étude, en se limitant à la Loire Atlantique pour cette étude méthodologique.

De cet inventaire ont pu être extraites les données de localisation des colonies (Fig. 1) ainsi que les effectifs de chacune d'entre elles, obtenus par le recensement quasi-exhaustif des nids occupés entre mai et juillet 1994. Le recensement des colonies a été effectué par un nombre relativement limité d'observateurs spécialisés par secteurs géographiques afin de limiter les erreurs de comptage et l'oubli de colonies, dont la distribution a été vérifiée par une recherche aérienne dans les secteurs difficiles. La distribution des colonies reproduit donc fidèlement la réalité de l'occupation du milieu par les oiseaux.

### Données environnementales

Vingt-deux variables ont été utilisées (Tab. I) pour décrire la Loire-Atlantique suivant un quadrillage 100 x 100 m. La première utilisée est l'altitude. Les données proviennent de "*the Shuttle Radar Topography Mission*" (SRTM).

Un des facteurs influençant le plus la position des colonies de Héron cendré est le réseau hydrographique (Marion, 1988, Boisteau, 2002). Dans cette étude le réseau est décrit par neuf variables: distance à la côte, distance des rivières naturelles, distance des douves, longueur de douves dans un rayon de 1, 5 ou 10-km autour de chacun des *pixels* de la carte, et la superficie d'estran dans ces trois mêmes rayons. Ces données sont issues de BD-Carthage vs 2.4 (IGN 1996).

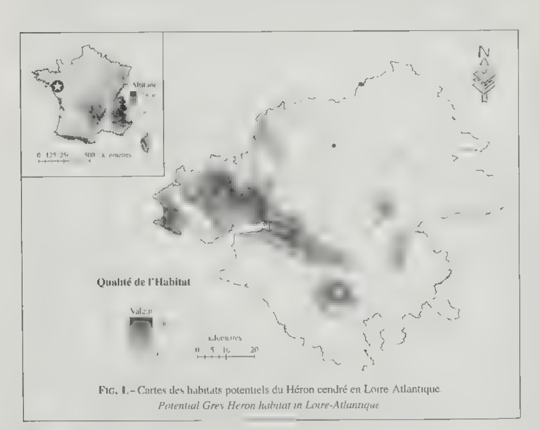



Fig. 1.– Cartes des habitats potentiels du Héron cendré en Loire-Atlantique.
*Potential Grey Heron habitat in Loire-Atlantique*

TABLEAU I – Variables utilisées pour la description du paysage de la Loire-Atlantique
*Variables used to describe Loire-Atlantique landscapes*

| ABRÉVIATION | NOM DES VARIABLES | SOURCE |
|---|---|---|
| altitude | Altitude | USGS |
| dist_rivière | Distance d'une rivière (m) | IGN |
| dist_plage | Distance d'une côte sans falaises ni zones rocheuse (m) | IGN |
| dist_douve | Distance d'une douve (m) | IGN |
| long_douves_1km | Longueur de douves dans un rayon d'1 Km autour de chaque *pixel* (m) | IGN |
| long_douves_5km | Longueur de douves dans un rayon de 5 Km autour de chaque *pixel* (m) | IGN |
| long_douves_10km | Longueur de douves dans un rayon de 10 Km autour de chaque *pixel* (m) | IGN |
| surf_estran_1km | Superficie d'estran dans un rayon d'1 Km autour de chaque *pixel* (Ha) | IGN |
| surf_estran_5km | Superficie d'estran dans un rayon de 5 Km autour de chaque *pixel* (Ha) | IGN |
| surf_estran_10km | Superficie d'estran dans un rayon de 10 Km autour de chaque *pixel* (Ha) | IGN |
| long_routes_1km | Longueur de routes dans un rayon d'1 Km autour de chaque *pixel* (m) | IGN |
| nb_habit_1km | Nombre d'habitants dans un rayon d'1 Km autour de chaque *pixel* | INSEE |
| nb_habit_5km | Nombre d'habitants dans un rayon de 5 Km autour de chaque *pixel* | INSEE |
| nb_habit_10km | Nombre d'habitants dans un rayon de 10 Km autour de chaque *pixel* | INSEE |
| dist_ville | Distance d'une ville (m) | IFEN |
| het_1km | Hétérogénéité dans un rayon d'1 Km autour de chaque *pixel* | IFEN |
| het_5km | Hétérogénéité dans un rayon de 5 Km autour de chaque *pixel* | IFEN |
| het_10km | Hétérogénéité dans un rayon de 10 Km autour de chaque *pixel* | IFEN |
| dist_foret | Distance d'une forêt (m) | IFEN |
| surf_marais_1km | Superficie de marais dans un rayon d'1 Km autour de chaque *pixel* (Ha) | IFEN |
| surf_marais_5km | Superficie de marais dans un rayon de 5 Km autour de chaque *pixel* (Ha) | IFEN |
| surf_marais_10km | Superficie de marais dans un rayon de 10 Km autour de chaque *pixel* (Ha) | IFEN |

Un autre facteur essentiel déterminant la distribution des espèces est la perturbation liée à l'homme (NISBET, 2000), paramètre difficile à quantifier. Nous avons utilisé des indices indirects comme la longueur de routes dans un rayon de 1 kilomètre entourant chaque *pixel*, mais également le nombre d'habitants présent dans les rayons de 1, 5 et 10 km autour de chacun des *pixels*. Ces données proviennent du recensement de la population de 1999 (INSEE 1999). Les perturbations humaines ont également été considérées par la distance aux villes (*CORINNE Land Cover*, IFEN 1994).

La structure du paysage est également un élément qui influence la distribution de nombreuses espèces (BUREL & BAUDRY, 1999). Nous avons donc considéré l'hétérogénéité à trois échelles (1-5-10 km autour de chaque *pixel*), en utilisant l'indice de BAUDRY-BUREL (BUREL & BAUDRY, 1999) qui dérive de l'indice de diversité de SHANNON. Nous avons également calculé la distance de la forêt la plus proche et la superficie de marais dans les rayons de 1-5-10 km autour de chaque pixel d'après les données *CORINNE Land Cover* (IFEN, 1994).

**Traitement des données**

***Modele de l'ENFA***.– L'ENFA est une nouvelle approche statistique visant à créer des fonctions de potentialité d'habitat (HIRZEL *et al.*, 2002). Basée sur la théorie de la niche écologique d'HUTCHINSON (1957), cette méthode permet de définir les variables écogéographiques qui caractérisent la présence de l'espèce.

Cependant, par opposition aux méthodes statistiques classique comme les Modèles Linéaires Généralisés (GLM), les modèles de l'ENFA ne nécessitent pas de données d'absence de l'espèce (HIRZEL *et al.*, 2002). Cette méthode compare la distribution des variables écogéographiques pour

les donnees de présence de l'espèce par rapport à celles de l'ensemble de la zone d'étude. Les variables environnementales, comme pour une analyse en composante principale (ACP), sont compilées en de nouveaux facteurs non corrélés. Par contre, contrairement aux ACP, ces nouveaux facteurs ont une valeur biologique, le premier facteur caractérisant la marginalité (M) de l'espèce, c'est-à-dire les variables pour lesquelles la niche de l'espèce est significativement différente des conditions globalement rencontrées sur l'ensemble du territoire. Les facteurs suivants expliquent la spécialisation (S) de l'espèce, c'est-à-dire comment se restreint la niche de l'espèce par comparaison aux conditions globales présentes sur l'aire d'étude. On peut également exprimer cette spécialisation par la tolérance (T) de l'espèce vis-à-vis de son habitat. Celle-ci étant l'inverse de la spécialisation (T = 1/S).

Une partie des facteurs explique l'essentiel de l'information. Seuls ceux retenus avec la distribution "*Broken-stick*" de MAC-ARTHUR (HIRZEL *et al.*, 2002) sont utilisés pour créer les cartes de potentialité d'habitat. Dans notre cas, l'ENFA a montré des corrélations entre les 22 variables analysées. Afin d'améliorer la force de l'analyse, 13 ont été supprimées, ne restant plus que l'altitude, la distance à la côte, la distance aux douves, l'hétérogénéité dans le rayon de 10 km, la longueur de douves dans le rayon de 1 km, le nombre d'habitants dans le rayon de 10 km, la superficie de marais dans le rayon de 5 km et la superficie de marais dans le rayon de 10 km. Ces 9 variables environnementales restantes ont été normalisées en utilisant la transformation "*Box-Cox*". Quatre axes ont été retenus par la méthode de MAC-ARTHUR (HIRZEL *et al.*, 2002), le premier décrivant la marginalité de l'espèce et les trois suivants sa spécialisation, qui expliquent 98,3 % de la marginalité et 96,6 % de la spécialisation.

Comme algorithme de potentialité d'habitat nous avons utilisé "*the harmonic mean*" (HIRZEL *et al.*, sous presse). Cette moyenne donne beaucoup de poids aux points de présence de l'espèce lorsque le nombre de données de présence est faible comme pour nous dans le cas de la Loire-Atlantique puisque nous avons focalisé l'analyse sur les colonies de reproduction et non pas sur la répartition des individus sur les zones alimentaires. Le modèle a été validé par *jack knife* (FIELDING & BELL, 1997). Les données de présence de l'espèce sont répertoriées en dix sous-échantillons de même taille, neuf pour calibrer les cartes de potentialité d'habitat et le dernier pour évaluer le résultat. Dix répétitions de cette procédure permettent de calculer une moyenne et un écart-type. Toutes ces opérations sont réalisées avec le logiciel *Biomapper v3* (HIRZEL *et al.*, 2004).

## RÉSULTATS

**L'analyse factorielle de la niche écologique (ENFA)**

Cette analyse a permis de mettre en évidence une certaine marginalité de l'espèce (M = 1,629) en comparaison avec les conditions globales présentes sur l'ensemble de la zone d'étude. De plus, l'analyse décrit l'espèce comme une spécialiste qui tolère peu de variation quant à son habitat (T = 0,302). En Loire-Atlantique, les Hérons cendrés cherchent à établir leur colonie dans des sites à basse altitude proches de grandes aires marécageuses avec un réseau de douves important mais néanmoins hétérogène au niveau de l'occupation de l'espace à une large échelle. L'habitat du Héron cendré ainsi défini, la carte de ses habitats potentiels a pu être édifiée pour l'ensemble de la Loire-Atlantique (FIG. 1).

Dans ce département, le Héron cendré est largement présent avec 25 colonies (FIG. 2-A). Lorsque l'on effectue un recoupement entre les zones alimentaires déjà utilisées par les hérons en 1994 (en prenant sur la figure 2 un rayon moyen de 10 km autour de chaque colonie) et les habitats potentiels que l'on a définis au préalable (FIG. 2-B), on met en évidence que l'essentiel des zones favorables aux hérons est déjà utilisé par celui-ci, et qu'il ne reste plus que trois zones à coloniser.

**Discussion**

Le Héron cendré est une espèce coloniale qui se nourrit, en grande partie sur des territoires alimentaires individuels (MARION, 1984, 1989), de proies essentiellement aquatiques pendant la période de reproduction (HAFNER & MOSER, 1980, MARION, 1988, 1997a). L'emplacement de la colonie n'est donc pas choisi au hasard, et dépend du



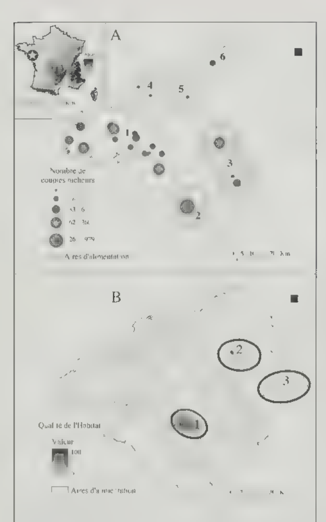



FIG. 2 - Comparaison des zones alimentaires déjà exploitées par les Hérons cendrés (A) et les zones qui leur sont potentielles en Loire-Atlantique (B), illustrant les trois secteurs encore vacants.
*Comparing exploited Grey Heron feeding areas (A) and potentially favourable habitats (B), highlighting the three vacant areas.*

cies de zones humides ou le linéaire de rives sont élevées (BOURNAUD *et al.*, 1980; MARION, 1988; GIBBS, 1991, FARINHA & LEITÃO, 1996; GIBBS & KINKEL, 1997), mais toutes ne sont pas forcément encore exploitées. Au-delà des superficies elles-mêmes, c'est surtout le linéaire de rives inclus dans l'aire alimentaire effective de la colonie qui paraissait jusqu'à présent déterminer l'importance des colonies (MARION, 1988). De plus, il existe des différences entre les régions françaises et même entre départements voisins. La relation entre capacité alimentaire et localisation des colonies a longtemps été perturbée par l'Homme. En théorie, les Hérons cendrés devraient localiser leurs colonies généralement au centre de gravité de ces zones, excepté lorsque les perturbations humaines et les caractéristiques du milieu les contraignent à privilégier les sites inaccessibles à l'Homme, ce qui a longtemps été le cas en France avant la protection de l'espèce (MARION & MARION, 1987; MARION, 1988, 1997a), l'exemple le plus spectaculaire de cette stratégie de survie étant celui de la colonie de Grand Lieu, largement décentrée par rapport à la répartition de ses zones alimentaires (MARION, 1979, 1984, 1989). Par contre le choix de l'emplacement des colonies n'est globalement pas lié à une meilleure connectivité des éléments favorables du paysage (même si ce critère joue pour la colonisation, cf *infra* et MARION & BOISTEAU en prép.), contrairement à de nombreuses espèces (FAHRIG & MERRIAM, 1985; BENNETT, 1990), en raison des capacités volières du heron qui lui permettent de s'affranchir des obstacles. On retrouve ces principes généraux dans la répartition de population de Hérons cendrés de Loire-Atlantique, qui est très influencée dans son choix du site de nidification par la présence d'importantes zones de marais caractérisées par un maillage très dense de douves de petite

rapport coût bénéfice entre la tranquillité face à l'homme, la richesse alimentaire des territoires et le coût énergétique des déplacements (MARION & MARION, 1987; MARION, 1988). A large échelle, le seul critère des potentialités alimentaires explique que les hérons préfèrent les régions où les superfi-

taille. Ces éléments du paysage fournissent aux oiseaux des eaux peu profondes dans lesquelles ils peuvent facilement se nourrir. Ceci permet également d'expliquer leur attirance pour les zones de faible altitude. En effet, ce sont des zones facilement inondables et donc très accueillantes pour les communautés de poissons (KUSHLAN, 1976B, FEUNTEUN & MARION, 1994). Dans certaines régions, la densité de poissons peut y augmenter fortement par concentration des proies en fin d'inondation qui peut intervenir pendant la saison de reproduction (KUSHLAN, 1976a, 1986), mais aussi en raison de la reproduction des poissons elle-même. La prédation est alors plus aisée, et garantit aux hérons un meilleur succès reproducteur (KUSHLAN, 1976a, b), directement lié à la richesse du territoire alimentaire et à ses types de proies (MARION & MARION, 1987). À l'échelle de la Loire-Atlantique, on remarque que les Hérons cendrés évitent les zones trop homogènes, qui concernent ici principalement les grandes zones de cultures, aux potentialités alimentaires faibles. Globalement, la répartition de l'espèce dans ce département est très concentrée sur la partie ouest, qui accueille les principaux marais, et se raréfie vers l'est, principalement occupée par le bocage et les cultures ou prairies, milieux sub-optimaux où la colonisation a été plus récente et laborieuse, et n'est pas achevée. La carte de potentialité de l'habitat permet de montrer que trois zones n'étaient pas encore colonisées en 1994 (FIG. 2B). La zone 1, curieusement incluse dans la principale aire de distribution de l'espèce mais à la limite des grands marais de Brière et de l'estuaire de la Loire, et les zones 2 et 3 incluses dans le bocage et qui sont-elles bien distinctes des zones déjà utilisées. Le recensement de 2000 (DUFLAND *et al.*, 2005, MARION, 2005) a déjà confirmé l'une des prédictions du modèle, avec une nouvelle colonie sur la commune de Varades. L'aire alimentaire 3 dans laquelle elle se situe (FIG. 2A) a connu entre 1994 et 2000 des augmentations d'effectif de 48 % passant de 316 à 468 couples nicheurs. Du fait de cette très forte augmentation, certains individus ont dû être obligés de se reporter vers des zones favorables voisines, en l'occurrence la zone potentielle 3 (FIG. 2B). La zone potentielle 2 est plus proche que la 3 de l'aire alimentaire 3, elle aurait donc dû être colonisée avant. Mais ici la connectivité du paysage paraît avoir joué en rôle (ne serait-ce qu'à travers les zones alimentaires déjà utilisées par les colonies existantes), puisqu'il a suffi aux hérons de remonter le cours de la Loire, alors que la zone 2 est séparée par une importante zone de milieux défavorables et est donc probablement peu utilisée. Quant à la zone potentielle 1, elle est incluse dans les aires alimentaires des colonies existantes dont l'effectif important implique un rayon d'action de 10 à 20 km (la modélisation retenue ici se basant sur un rayon fixe de 10 km). Ces colonies n'ont par ailleurs connu qu'une augmentation faible de leurs effectifs (20 %). Ces deux facteurs peuvent largement expliquer que cette zone n'ait pas encore suscité la création d'une nouvelle colonie.

Le fait de prendre un rayon d'action alimentaire des colonies de 10 km comme dans le cas présent, ou un rayon différent, par exemple proportionnel à l'effectif de la colonie comme c'est le cas en réalité (de 5 à 25 km pour le rayon moyen de tous les oiseaux d'une colonie selon l'effectif de la colonie, MARION, 1988, MARION & MARION, 1987) n'est pas anodin dans une analyse du rôle des paramètres du paysage (MARION & BOISTEAU, en prép.) mais il ne modifie pas fondamentalement la carte de potentialité de l'habitat dans le cas présent, ni les principales prédictions du modèle.

## REMERCIEMENTS

Cette étude a été soutenue par la SESLG. Nous remercions P. MARION et les associations LPO Loire Atlantique et Bretagne Vivante qui ont participé au recensement des héronnières. Nous remercions également, A. ACOU, A. CARPENTIER, J. LE GENTIL, G. LE LAY, J-M PAILLISSON, O. TIMSIT et L. VALERY, pour leurs commentaires et leur aide au cours des analyses.

## BIBLIOGRAPHIE

• ATAURI (J.A.) & LUCIO (J.V.) 2001. – The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16: 147-159.

• BENNETT (A.F.) 1990. – Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology*, 4: 109-122. • BOISTEAU (B.) 2002. – *Rôle de la structure du paysage hydrographique dans la distribution*



*spatiale des colonies de Hérons cendrés* Ardea cinerea. Rapport de DEA d'Eco-Ethologie Evolutive, Université Rennes I. 27 p. • BOURNAUD (M.), LEDANT (J.P.), BROYER (J.) & RICHOUX (M.) 1980 – Influence des paramètres physionomiques du milieu étang sur la distribution des oiseaux en période de nidification. *Le Bièvre*, 2: 25-47. • BUREL (F.) & BAUDRY (J.) 1999. - *Écologie du paysage: concepts, méthodes et applications*. Ed. tec & doc, 359 p. • BROSSELIN (M.) 1974 – Hérons arboricoles de France. *Rapport SNPN Ministère de la Qualité de la Vie*.

• DUFLAND (J.F.), MARION (L.) & POURREAU (J.) 2005 – Grands échassiers et cormorans nicheurs en 2000 en Loire Atlantique. *Spatule*, sous presse.

• FAHRIG (L.) & MERRIAM (G.) 1985.– Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66: 1762-1768. • FARINHA (J.C.) & LEITAO (D.) 1996. The size of Heron colonies in Portugal in relation to foraging Habitat. *Colonial Waterbirds*, 19 (special publication n° 1): 108-114. • FEUNTEUN (E.) & MARION (L.) 1994 – Assessment of Grey Heron predation on fish communities. The case of the largest European colony. *Hydrobiologia*, 279/280: 327-344. • FIELDING (AH) & BELL (J.F.) 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38-49.

• GIBBS (J.P.) 1991 – Spatial relationships between nesting colonies and foraging areas of Great Blue Herons. *Auk*, 108: 764-770. • GIBBS (J.P.) & KINKEL (L.K.) 1997.– Determinants of the Size and location of Great Blue Heron colonies. *Colonial Waterbirds*, 20 [illegible]

• HAFNER (H.) & MOSER (M.) 1980.– Les hérons et la pisciculture en Camargue. *Bull. Scient. et tech. O.N.C., spec. Aquacultures Zones humides*, 255-260. • HIRZEL (A.H.), HAUSSER (J.), CHESSEL (D.) & PERRIN (N.) 2[illegible] E[illegible]og[illegible] niche factor [illegible]sis. How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83: 2027-2036. • HIRZEL (A.H.) & ARLETTAZ (R.) 2003 – Modelling habitat suitability for complex species distributions by the environmental-distance geometric mean. *Environmental Management*, 32: 614-623. • HIRZEL (A.H.), HAUSSER, (J.) & PERRIN (N.) 2004.- *Biomapper 3.1*. Division of Conservation Biology, Univ. Berne. URL *http://www.unil.ch/biomapper*. • HUTCHINSON (G.A.) 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour symposium on quantitative biology*, 22: 415-427.

• IFEN (Institut Français de l'Environnement) 1994 – *Corinne Land Cover*. *www.ifen.fr* • IGN (Institut Géographique National) 1996. *BD Carthage*. *version 2.4*. *www.ign.fr* • INSEE (Institut National de la Statistique et des Études Économiques) 1999. *Populations légales au recensement de la population en mars 1999*. *http://[illegible] asp*

• KUSHLAN (J.) 1976a – Wading bird predation in a seasonally fluctuating pond. *Auk*, 93: 464-476. • KUSHLAN (J.) 1976b - Environmental stability and fish community diversity. *Ecology*, 57: 821-825. • KUSHLAN (J.) 1986. - Responses of wading birds to seasonally fluctuating water levels, strategies and their limits. *Colonial Waterbirds*, 9: 155-162.

• MARION (L.) 1979. - *Stratégies d'utilisation du milieu des colonies de Hérons cendrés* Ardea cinerea *L. en Bretagne*. Thèse de Doctorat de 3[e] cycle d'éco-éthologie, Univ. Rennes I, 348 p. • MARION (L.) 1984 – Mise en évidence par biotélémétrie de territoires alimentaires individuels chez un oiseau colonial, le Héron cendré *Ardea cinerea*. Mécanisme de répartition et de régulation des effectifs des colonies de hérons. *L'Oiseau et R.F.O.*, 54: 1-78. • MARION (L.) 1987.– Controverse à propos du rôle du territoire chez les animaux. *Encyclopedia Universalis*: 249-252. • MARION (L.) 1988. *Evolution des stratégies démographiques, alimentaires et d'utilisation de l'espace chez le Héron cendré en France, importance des contraintes énergétiques et humaines*. Thèse d'état, Université de Rennes I, 744 p. • MARION (L.) 1989 – Territorial feeding and colonial breeding are not necessarily mutually exclusive spatial occupation systems, the case of the Grey Heron *Ardea cinerea*. *Journal of Animal Ecology*, 58: 693-710. • MARION (L.) 1991.– *Inventaire National des héronnières de France 1989. Héron cendré, Héron bihoreau, Héron garde-bœufs, Héron crabier, Aigrette garzette*. M.N.H.N., Univ. Rennes I, and SESLG, Ministère de l'Environnement. 75 p. • MARION (L.) 1994 – Le Héron cendré. p. 2-5 in YEATMAN BERTHELOT (D.) & JARRY (G.) (eds), *Nouvel Atlas des Oiseaux nicheurs de France*. S.O.F. Paris. • MARION (L.) 1997a. Les populations de Hérons cendrés en Europe et leur impact sur l'activité piscicole. pp 101-132 *in* CLERGEAU (P.) (ed.), *Oiseaux à risques en ville et en campagne*. INRA Editions, Paris. • MARION (L.) 1997b. *Inventaire national des*

*héronnières de France 1994 : Héron cendré, Héron pourpré, Héron bihoreau, Héron crabier, Héron garde bœufs, Aigrette garzette.* Éditions du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 119 pp. • MARION (L.) 2005. *Inventaire National des héronnières de France 2000. Héron cendré, Héron pourpré, Héron bihoreau, Héron garde-boeufs, Héron crabier, Aigrette garzette, Grande Aigrette.* Université Rennes1, sous presse. • MARION (L.) & MARION (P.) 1987.– Conséquences de la protection du Héron cendré sur sa dynamique de population et sur ses stratégies d'occupation de l'espace en France. *Revue d'Ecologie Terre et Vie*, supplément 4 : 261-270. • MARION (L.), VAN VESSEM (J.) & ULENAERS (P.) 2000.– Herons in Europe. pp. 1-31 *in* KUSHLAN (J.) & HAFNER (H.) (Eds), *Herons Conservation*. Academic Press, San Diego (USA). • MARION (L.) & BOISTEAU (B.) 2005.– Is the spatial distribution of Grey Herons breeding colonies related to the landscape structure of feeding areas? (à paraître).

• NISBET (I.C.T.) 2000.– Disturbance, habituation, and management of waterbird colonies. *Waterbirds*, 23 : 312-332.



*Alauda* 73 (4), 2005: 441-455

# RÉSUMÉS DE COMMUNICATIONS

## LES AVOCETTES ÉLÉGANTES *Recurvirostra avosetta* DE L'ESTUAIRE DE LA LOIRE

Avec 25 % des effectifs européens, la France est un pays d'hivernage majeur pour l'Avocette élégante *Recurvirostra avocetta*. L'estuaire de la Loire, qui fait y partie des 9 grands sites pour l'hivernage de cette espèce a fait l'objet d'un suivi régulier avec l'ensemble des oiseaux d'eau depuis le milieu des années 1970.

Le travail présenté reprend les données exposées dans LERAY & LE DRÉAN-QUÉNEC'HDU (*Alauda* 2004 et 2005).

L'estuaire de la Loire s'étend sur une superficie de 18 000 hectares. En marée moyenne, 1 000 hectares de vasières découvrent, les plus importantes sont celles de Bilho, Corsept, Donges, Chevalier, Méans.

Les avocettes sont présentes dans l'estuaire tout au long de l'année : on observe en particulier d'importants regroupements post-nuptiaux en août (environ 1 000 oiseaux en moyenne, de 1991 à 2000). Le pic d'effectif est observé au cours de l'hivernage avec en moyenne 1908 oiseaux en décembre (moyenne pour les années 1980-2000).

En hivernage, les avocettes se regroupent à marée haute principalement sur l'île Bilho. On peut trouver des reposoirs sur la vasière de Donges, de Paimboeuf ou de Lavau, mais uniquement par faibles coefficients. En recherche de nourriture, les oiseaux se dispersent principalement sur Bilho, la vasière de Corsept, la vasière de Donges, la vasière de Méans.

Les effectifs de janvier dépassent régulièrement les seuils d'importance internationale (critère Ramsar, 700 individus, 1 % des effectifs d'une population géographique, ROSE & SCOTT, 1997), mais sont en baisse régulière depuis 20 ans. On observe une évolution sensiblement similaire entre les effectifs et les débits du fleuve : quand les débits sont faibles les effectifs sont également peu importants. Ceci peut être mis en relation avec l'évolution de la capacité trophique des vasières. D'autre part, si on analyse l'évolution des effectifs sur les sites voisins de la côte atlantique (Baie de Vilaine, Traicts du Croisic, Baie de Bourgneuf), on constate que les effectifs d'avocettes sur ces sites sont au contraire en augmentation régulière.

Cette analyse conduit à penser que, face à une diminution de la capacité trophique des vasières de l'estuaire (modification des débits et diminution de superficie des vasières en raison des aménagements), les avocettes qui arrivent sur l'estuaire de la Loire en début d'hivernage se dispersent ensuite sur les sites voisins. La modification de cette répartition semble s'être faite particulièrement à partir de 1985 comme en témoigne le changement de la phénologie du stationnement dans l'estuaire Loire (pic d'effectif en décembre avant 1985, en novembre après 1985).

### BIBLIOGRAPHIE


- LERAY (G.) & LE DRÉAN-QUÉNEC'HDU (S.) 2004.– Utilisation des milieux par les Avocettes élégantes *Recurvirostra avocetta* en hivernage dans l'estuaire de la Loire. *Alauda*, 72 : 125-131. • LERAY (G.) & LE DRÉAN-QUÉNEC'HDU (S.) 2005.– Évolution des effectifs hivernants d'Avocettes élégantes *Recurvirostra avosetta* dans l'estuaire de la Loire. *Alauda*, 73 : 25-32.
- ROSE (P.M.) & SCOTT (D.A.) 1997.– *Waterfowl Population estimates*, second edition. Wetlands International Publication, 44 : 99 p.



[1] Gilles LERAY
& [2] Sophie LE DRÉAN-QUÉNEC'HDU

ONCFS, 53 rue Russeil, F-44000 Nantes
(g.leray@oncfs.gouv.fr)
[2] Eco-ouest, 3 rue de la Janaie, F-35520 Melesse
(s.ldq@club-internet.fr).

## LES VIOLATIONS DES MODALITÉS DE L'EMPREINTE SEXUELLE

De la première image perçue par le jeune oiseau, LORENZ a fait l'objet d'une empreinte sexuelle, cette empreinte déterminant, pour cet auteur, à l'âge adulte, l'orientation sexuelle des individus. De nombreux exemples, tant naturels qu'artificiels viennent contredire ce lien de cause à effet établi par LORENZ. Les observations montrent en effet que, tel le cas bien moins exceptionnel qu'il n'y paraît du coucou, cette image ne détermine pas la recherche du partenaire sexuel au stade adulte de la part de l'individu pour la raison évidente qu'il s'oriente vers un partenaire sexuel avec lequel il n'a eu strictement aucun contact de près ou de loin durant son enfance alors même qu'il délaisse le pattern présent de l'espèce ou du sexe qui l'a élevé. Il devient dès lors impératif de distinguer, "*l'attachement*", empreinte subie au stade de la prime enfance au contact du parent (naturel ou non) éleveur, de "*l'empreinte sexuelle*", empreinte subie au cours de l'adolescence soit au travers de la vie de relation sociale au sein d'un groupe, soit au travers de l'auto-perception qui détermine l'orientation sexuelle au stade adulte. Cette remarque n'est pas sans conséquences pratiques tant sur les méthodes de reproduction en captivité que sur les méthodes de réinsertion dans la nature. Les exemples naturels ou artificiels, montrent en effet que ce n'est pas la fixation d'une image d'adulte, au stade jeune, qui est nécessaire et suffisante à la reproduction au stade adulte au sein de l'espèce. *Dans une perspective darwinienne, la sélection naturelle s'est exercée d'une manière drastique, d'une part, sur la capacité du jeune à s'attacher à des adultes à même de l'élever jusqu'à l'âge de l'émancipation, condition de sa survie, d'autre part sur la capacité de l'individu à se reproduire tout en prenant le moins de risque possible.* Au stade jeune, se produit un attachement filial, - plus rapide chez les nidifuges que chez les nidicoles -, dont la fonction est d'assurer la protection du jeune, sa croissance, son développement épigénétique, de la naissance à l'autonomie, l'indépendance, le sevrage. Durant l'enfance et toute l'adolescence, au travers de la vie de relation (parents, fratrie, groupe social), ou par autoperception, se produit, parmi d'autres, une empreinte sexuelle dont les fonctions sont l'assouvissement des besoins sexuels et la propagation du patrimoine génétique de l'individu.

**Note** : La nécessité de distinguer l'empreinte sexuelle de l'attachement a reçu tout récemment une confirmation sans équivoque de la part de neuro-scientifiques américains lesquels, au travers d'études portant sur les corrélats hormonaux, affirment "l'indépendance originelle des deux phénomènes". (*La Recherche* 2004, N° 380)

Christian PACTEAU
54 rue de Gaulle, F 85580 Saint-Denis du Payré
Email : pacteau.christian@wanadoo.fr

## TERRITORIALITÉ ET CONDITIONS PHYSIQUE ET PHYSIOLOGIQUE : LE CAS DE LA GORGEBLEUE À MIROIR *Luscinia svecica namnetum*

La Gorgebleue à miroir de Nantes est un passereau migrateur dont les zones principales de reproduction et d'hivernage se situent respectivement le long de la façade atlantique française et sur la côte ouest de la péninsule Ibérique. Les mâles manifestent des comportements territoriaux toute l'année tandis que les femelles défendent un territoire uniquement en période d'hivernage. Cette communication a pour objectif d'analyser les fluctuations de la condition physique et des taux plasmatiques de testostérone des individus mâles et femelles en période d'hivernage dans l'estuaire du Tage au Portugal et en période de reproduction sur les marais salants de Guérande en Loire-Atlantique (France) et d'étudier leur corrélation avec les comportements territoriaux observés. Les variations de la condition physique des mâles sont importantes en période d'hivernage tandis que celles des femelles le sont en période de reproduction. À l'opposé de ceux des femelles, les taux de testostérone des mâles sont faibles en hivernage et atteignent un maximum au début de la saison de reproduction. Nos résultats montrent que les taux de testostérone élevés sont associés à des périodes de forte instabilité sociale, différentes selon les sexes, et qu'ils peuvent être corrélés à la condition physique des individus.

Thomas GESLIN, O. CHASTEL
& Marie-Christine EYBERT
Laboratoire d'Écologie, Faculté des Sciences, Campus de Beaulieu, F-35000 Rennes
(marie-christine.eybert@univ-rennes1.fr)



## ÉTUDE DES MOUVEMENTS D'OISEAUX PAR RADAR. APPLICATION AUX PARCS ÉOLIENS

L'aménagement d'éoliennes de grande taille se révèle problématique pour la faune et plus particulièrement pour l'avifaune. En effet, l'apparition dans le paysage de structures verticales de grande hauteur peut perturber bon nombre d'oiseaux tant en vol qu'au sol

L'utilisation du radar permet de décrire avec précision le phénomène migratoire et l'ensemble des déplacements d'oiseaux sur un secteur: importance des déplacements diurnes et nocturnes; directions de vol; hauteurs de vol; vitesses de vol; variations journalières et saisonnières..

Dans le cadre d'une convention avec l'Agence gouvernementale de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, un protocole de suivi des déplacements d'oiseaux par radar a été mis en place et testé au Cap Gris-Nez (Pas-de Calais) au cours de la saison de migration post-nuptiale 2003. Des informations inédites sur l'importance du flux migratoire nocturne, les directions et altitudes de vol ont ainsi été collectées

L'utilisation de cette technique pour les études de parcs éoliens permet d'évaluer au mieux les enjeux pour l'avifaune et de limiter les risques de collision

Pascal RAEVEL & [2] Arnaud GOVAERE

Greet Ing. Haringzelles,
Route du Musée,
F 62179 Audinghen
([1] p.raevel greeting@nordnet fr
[2] a.govaere greeting@nordnet fr)

## INFLUENCE DU MODE DE GESTION DES PRÉS SALÉS SUR LA DISTRIBUTION SPATIALE ET DES CHOIX ALIMENTAIRES DES OIES CENDRÉES *Anser anser* EN BAIE DE L'AIGUILLON

La baie de l'Aiguillon est classée en réserve naturelle depuis 1996 pour la partie vendéenne et depuis 1999, pour la partie charentaise. Ce classement est directement issu du fort intérêt ornithologique qui s'étend sur une superficie de près de 5000 ha. Les habitats principaux sont des prés salés de type atlantique et des vasières L'ensemble des prés salés, appelés localement *mizottes* sont exploités par fauche et selon des modalités de gestion agricole définies par les gestionnaires ONCFS / LPO de la réserve naturelle Cette exploitation a permis de renforcer l'attractivité du site pour de nombreuses espèces d'anatidés herbivores comme en periodes de migration et d'hivernage les Oies cendrées

De fait, les Oies cendrées peuvent être considérées comme un indicateur d'un type de gestion de l'habitat "pré-salé". Depuis 2000, un suivi a permis de tester différents types d'expérimentation sur les *mizottes* et leur impact sur le pré-salé Il a été possible de suivre l'impact des oies sur le milieu et notamment sur leur ressource alimentaire principale, la Puccinellie maritime Ont été suivis, à partir de relevés de fèces et de végétation, des zones exploitées régulièrement, des zones ayant subi une exploitation irrégulière d'un point de vue agricole, des zones broyées puis fauchées et enfin des zones faucardées

Emmanuel JOYEUX

Laboratoire Biogéographie et
Écologie des vertébrés
(emmanuel joyeux@oncfs gouv fr)

## UTILISATION DE L'ESPACE PAR LES CANARDS DE SURFACE À PARTIR DE SUIVI TÉLÉMÉTRIQUE : COMPARAISONS ENTRE SITES, ESPÈCES ET PRATIQUES CYNÉGÉTIQUES

L'objectif de cette étude est de comprendre comment les canards de surface utilisent l'espace, notamment les zones protégées (réserves naturelles, réserves de chasse) et leur périphérie, en hiver. Ce travail s'est déroulé de façon concomitante sur deux sites différents durant 3 hivers consécutifs (2001-2004) : l'estuaire de la Seine (Seine Maritime) et la Brenne (Indre). Ces deux régions sont très contrastées par les types d'habitat rencontrés (milieu saumâtre versus étangs continentaux), les pratiques de gestion et les pratiques cynégétiques.

Un total de 137 individus a été équipé d'émetteurs VHF puis suivis entre novembre et mars. Des suivis réalisés à pied et à partir de survols aériens ont permis de contacter ces oiseaux de jour comme de nuit. Les données précises obtenues nous permettent d'identifier les sites de gagnage nocturne et de remise diurne de ces espèces, et ainsi d'évaluer les domaines vitaux et leurs variations. En particulier, les comparaisons des domaines vitaux suivant les espèces (Sarcelle d'hiver et Canard colvert principalement) et des sites d'étude sont abordées ainsi que l'effet de la fermeture de la chasse fin janvier.

Pierre LEGAGNEUX[1,2], Christine BLAIZE[1] et Vincent BRETAGNOLLE[1]

CNRS/CEBC, F 79360 Villiers en bois
(legagneux@cebc.cnrs.fr
christine.blaize@wanadoo.fr
breta@cebc.cnrs.fr)
[2] CEPE, 23 rue Becquerel
F- 67087 Strasbourg

## OISEAUX, ZOONOSES ET ZONES HUMIDES

Contrairement aux plantes ou aux mammifères, les oiseaux ont la particularité de pouvoir se déplacer sur de très grandes distances en quelques jours grâce à leurs capacités de vol. Ce sont ainsi des milliards d'oiseaux qui transitent entre continents, deux fois par an. Ces deplacements impliquent également que les oiseaux soient un "taxi" de choix pour une multitude de parasites. Les oiseaux sauvages entrent dans le cycle épidémiologique de plusieurs maladies transmissibles à l'homme en agissant comme réservoirs des agents pathogènes. L'étude de la dynamique des populations d'oiseaux sauvages est un élément majeur de la compréhension et de la prédiction de certaines épidémies. Des évènements récents, comme la decouverte de l'epidémie du virus de la grippe en Asie en 1997 et 2004, ou celle de la circulation du virus *West Nile* aux États-Unis depuis 1999, ont conduit les pouvoirs publics à s'interroger sur le rôle des oiseaux sauvages, et des migrateurs en particulier, dans l'épidémiologie de ces risques sanitaires émergents. Les zones humides présentent un contexte particulièrement favorable au développement de certaines maladies en raison de leurs populations importantes d'oiseaux (réservoirs de maladies), de moustiques (vecteurs de maladies) et de populations humaines en pleine croissance, hôtes potentiels de ces maladies. Ceci pose à la fois un probleme de santé publique et de conservation d'espèces sauvages et d'habitats.

Michel GAUTHIER-CLERC
Station Biologique de la Tour du Valat,
Le Sambuc, F 13200 Arles
(gauthier-clerc@tourduvalat.org)



## PEUPLEMENT AVIEN DE L'ÎLE DE LA RÉUNION : HISTORIQUE, STATUTS ET MESURES DE CONSERVATION

**Biodiversité française dans les DOM-TOM**

La France se situe au neuvième rang mondial, en terme de nombre d'espèces d'oiseaux au statut de conservation défavorable (BIRDLIFE, 2004). Ce sont essentiellement les Collectivités Territoriales d'Outre-Mer (CTOM) qui hébergent ces espèces, avec 71 espèces mondialement menacées dont 10 avec un statut '*Critique*' (risque d'extinction dans la prochaine décennie) et 25 espèces '*En Danger*'. Il faut savoir que les CTOM hébergent plus de 112 espèces à répartition restreinte dont 71 sont endémiques (BIRDLIFE, 2004).

**Exemple de l'île de La Réunion**

Bien que réparties dans plusieurs océans, les îles tropicales des CTOM partagent de nombreuses similitudes. La situation sur l'île de La Réunion est présentée ici à titre d'exemple. L'Île de la Réunion, située dans l'Océan Indien occidental à 800 km à l'Est de Madagascar a le statut de Département Français et fait partie des 'Régions Ultra Périphériques' (RUP) de l'Europe.

**Caractéristiques**

Les principales caractéristiques qui ont modelé les peuplements de l'île sont : son origine volcanique, sa genèse récente (environ 2,5 millions d'années) et son climat tropical. Ce type d'île est dit 'océanique' du fait de son émergence au milieu des océans. Cette terre n'a jamais été en contact avec aucun continent. L'ensemble des espèces présentes est issu de colonisations par les océans ou par air. Sa taille relativement petite, son éloignement des continents et sa 'relative jeunesse' ont contribué à diminuer les taux de colonisation et d'installation des espèces. Par la suite, l'isolement de l'île a favorisé un fort taux d'endémisme : à l'origine, 67 % des 42 espèces d'oiseaux de la Réunion étaient endémiques de l'île (MOURER-CHAUVIRÉ *et al.*, 1999 ; SALAMOLARD, 2002).

Comme sur la majorité des îles, les espèces se sont développées en absence de prédateurs terrestres, ce qui a contribué à la perte des défenses, de l'aptitude au vol et des comportements de fuite. Les espèces locales sont devenues très sensibles à la prédation par les nouvelles espèces introduites. Les écosystèmes insulaires sont également extrêmement fragiles et sensibles aux nouvelles perturbations apportées par l'homme.

**Historique**

L'arrivée de l'homme sur l'île de la Réunion, au XVII[e] siècle, a été suivie de l'extinction d'au moins 18 espèces d'oiseaux et la disparition de 4 autres (MOURER-CHAUVIRÉ *et al.*, 1999). C'est un des taux d'extinction les plus élevés connus dans les îles tropicales (BRETAGNOLLE & ATTIÉ, 1997). Parmi ces espèces éteintes se trouvaient plusieurs espèces de perroquets, des oiseaux d'eau de grande taille... Les principales causes invoquées pour expliquer ces extinctions sont la surexploitation par l'homme (MOURER-CHAUVIRÉ, 2001), la perte des habitats (notamment des forêts de basse altitude), la prédation par des mammifères introduits par l'homme (cochons, chats, rats...) et, peut-être, des maladies aviaires.

L'homme a également apporté de nombreuses espèces d'oiseaux dont, au moins 20 se sont acclimatées. Le groupe des Phasianidés illustre bien ce phénomène : les introductions sont constatées surtout au XVII[e] et XVIII[e] siècle et les espèces sont originaires d'Indonésie, de Chine, d'Inde, de Madagascar, du continent africain et d'Europe (COLZI & SALAMOLARD, 2002).

Aujourd'hui, le peuplement d'oiseaux nicheurs de l'île se compose de 19 espèces indigènes (dont 10 taxons (espèces ou sous-espèces) endémiques), et 20 espèces d'origine exotique (SALAMOLARD & GHESTEMME, 2002). Sans être un site d'hivernage important, de nombreuses espèces différentes (migrateurs réguliers ou accidentels) sont observées sur l'île et plusieurs espèces marines fréquentent l'océan au large des côtes.

**Statut de conservation**

BIRDLIFE (2000 et 2004) et l'IUCN (2004) identifient 5 espèces nicheuses, toutes endémiques, à la Réunion au statut de conservation défavorable au niveau mondial : le Pétrel de Barau, *Pterodroma baraui* (EN*), le Pétrel noir de Bourbon, *Pseudobulweria aterrima* (CR*), l'Échenilleur cuisenier, *Coracina newtoni*, (EN*), le Busard de Maillard, *Circus maillardi* (EN*), et la Perruche à collier, *Psittacula echo* (CR*),

disparue de la Réunion, mais sauvée de l'extinction sur l'île Maurice
*: EN : *En Danger*, CR : *Critique* (IUCN 2004).

**Menaces existantes**

Les principales menaces actuelles sont les mêmes que celles, qui, historiquement, ont conduit à l'extinction des espèces, mais se hiérarchisent différemment (TAB. I)

Actuellement, c'est la prédation des espèces par les mammifères allochtones (chats et rats) qui est la menace la plus importante pour les espèces, et tout particulièrement les espèces les plus menacées (pétrels et Échenilleur) (THIOLLAY & PROBST, 1999) Le braconnage, sous différentes formes tir, capture, détention, destruction. est une menace qui s'exerce à l'encontre de toutes les espèces et dont les conséquences sont très préjudiciables sur les espèces longévives (pétrels) et à faibles effectifs [pétrels et Échenilleur (GHESTEMME & SALAMOLARD, en prép ]

La disparition/destruction des milieux indigènes ou des sites de reproduction peut encore agir ponctuellement, mais est relativement stoppée. Les maladies aviaires sont une menace suspectée dans le cas de l'Échenilleur, mais les analyses en laboratoire sont difficiles à mettre en œuvre

De nouvelles menaces apparaissent :

• C'est le cas des éclairages urbains, phénomène très récent, notamment avec la mise en lumière de nombreux complexes sportifs et l'urbanisation importante des bords de mer Ceux-ci attirent les pétrels à leur envol (plus de 1000 oiseaux sont retrouvés échoués chaque année) (LE CORRE *et al.*, 2002 ; 2003)

• L'utilisation d'anticoagulants, sans explication sur les précautions d'utilisation, pour lutter contre les rats peut causer la mort de Busards de Maillard (SEOR, non publié)

• Les risques de collisions sont un phénomène qui peut rester fortement sous-évalué dans le cas des pétrels (PODOLSKI *et al.*, 1998). Les projets d'aménagements de grande envergure, ainsi que les installations de lignes électriques moyenne tension et de parc éolien pourraient avoir des conséquences sur les pétrels et les busards

**Mesures de protection mise en place**

Depuis 1989, toutes les espèces nicheuses indigènes de l'île sont protégées par Arrêté interministériel (mais cet arrêté n'interdit pas la détention). Le braconnage des oiseaux, qui est encore exercé, semble, toutefois, en diminution (SEOR, données non publiées).

Les mesures de protection d'espaces sont assez peu nombreuses, seulement deux Réserves Naturelles, une troisième en projet et une Réserve biologique, deux Arrêtés de Protection de Biotope Il faut noter que la Réserve Naturelle de la Roche Écrite protège presque la totalité de l'aire de répartition de l'Échenilleur cuisinier (espèce endémique 'En danger') et les deux Arrêtés de Protection de Biotope réglementent la fréquentation humaine sur des sites de reproduction d'oiseaux marins (dont les colonies de Pétrel de Barau, espèce endémique 'En Danger') (PROBST *et al.*, 1999)

Une politique d'acquisition foncière est conduite, localement, par le Conservatoire du Littoral, et par le Conseil Général au titre des Espaces Naturels Sensibles.

Un projet de Parc National est en cours. Il concerne la majorité des habitats indigènes d'altitude de l'île en s'appuyant sur l'important inventaire des ZNIEFF

Depuis 2003, les 3 espèces d'oiseaux les plus menacées bénéficient de financements européens pour l'élaboration de plans de conservation en suivant la méthodologie des 'Plans d'Action d'espèces' européens (travaux SEOR).

Les points communs concernant la conservation de ces espèces, sont :
- le manque ou la faiblesse des connaissances qui nuisent à l'identification des menaces et aux propositions de mesures de conservation à mettre en place
- la prédation par les espèces allochtones (rats, chats) semble être une des causes majeures de raréfaction de ces espèces
- l'augmentation importante et très rapide du volume d'éclairages représente une cause de mortalité des jeunes pétrels à leur envol

**Mesures de conservation nécessaires**

Les principales mesures de conservation qu'il convient de mettre en place, sont (liste non exhaustive) :



- améliorations des connaissances sur les espèces les plus menacées ;
- amélioration des textes réglementaires des espèces protégées ;
- mesures réglementaires pour éviter de nouvelles introductions ;
- mesures, à la fois réglementaires et opérationnelles pour contrôler les prédateurs allochtones (chats et rats…) ;
- campagne d'information et de recueil des oiseaux en détresse ;
- charte pour la diminution de la pollution lumineuse.

La prise en compte de la biodiversité importante des CTOM au niveau national est identifiée désormais comme un point fort. La question reste posée concernant les dispositifs, les structures à mettre en place pour permettre à la métropole et aux CTOM d'améliorer, sur le terrain, la préservation et la conservation des écosystèmes d'Outre-Mer.

**BIBLIOGRAPHIE**


- BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000 – *Threatened Birds of the world*, Lynx editions/ BirdLife international, Barcelona & Cambridge, 852 p. • BIRDLIFE


TABLEAU 1 – Analyse des menaces sur les 22 espèces indigènes dont les oiseaux et mammifères indigènes se reproduisant à la Réunion (2 geckos, 18 oiseaux et 2 chauves-souris). Nombre d'espèces concernées pour chacune des menaces classées selon le degré d'importance (Menace n° 1 = Menace principale jusqu'à "Menace de moindre importance" = Menace n° 4) (d'après SALAMOLARD & GHESTEMME, 2002).

*Analysis of threats on the 22 indigenous species of reptiles, birds and mammals breeding on Reunion Island (2 Geckos, 18 birds and 2 bats). Number of species affected by each threat classed according to its importance (Threat 1 = "main threat" to "lesser threat" = threat 4) (from SALAMOLARD & GHESTEMME, 2002).*

| TYPE DE MENACE | Menace n° 1 | Menace n° 2 | Menace n° 3 | Menace n° 4 | Total |
|---|---|---|---|---|---|
| 1- Dégradation, disparition des habitats | 7 | 2 | 0 | - | **9** |
| 2- Braconnage, capture | 5 | 8 | 6 | 2 | **21** |
| 3- Prédation par les espèces allochtones | 3 | 4 | 6 | 1 | **14** |
| 4- Manque de connaissance de l'espèce | 2 | - | - | | **2** |
| 5- Perturbations ou destruction des sites de reproduction | 2 | 1 | - | 1 | **4** |
| 6- Mortalité due aux éclairages artificiels | 1 | 1 | 2 | | **4** |
| 7- Cyclones, vents violents | - | 3 | | 1 | **4** |
| 8- Bio-accumulation, empoisonnement | - | 2 | 2 | 2 | **6** |
| 9- Compétition ou hybridation avec espèces exotiques | - | 1 | 1 | 1 | **3** |
| 10- Collisions (câbles, bâtiments…) | - | | 2 | 2 | **4** |
| 11- Autres | 1 | | 2 | 1 | **3** |
| **TOTAL** | **21** | **22** | **21** | **10** | **74** |

INTERNATIONAL, 2004.– *Les oiseaux mondialement menacés. Actions prioritaires de conservation.* Document BirdLife 28 p. • BRETAGNOLLE (V.) & ATTIÉ (C.) 1997 – Statut et conservation des oiseaux marins dans l'Ouest de l'Océan Indien. *Le Courrier de la Nature*, 163: 24-29.

• COLZI (F.-X.) & SALAMOLARD (M.) 2002. *Étude des espèces de Phasianidés, Turnicidés et Colombidés à La Réunion, Suivi scientifique.* Rapport SEOR/ONF 68 p.

• GHESTEMME (T.) & SALAMOLARD (M.) en prép. L'Echenilleur de La Réunion, espèce endémique menacée. *Ostrich.*

• IUCN, 2004 – *2004 IUCN Red List of Threatened Species.* http://www.redlist.org/

• LE CORRE (M.), GHESTEMME (T.), SALAMOLARD (M.), & COLZI (F.-X.) 2003.– Rescue of the Mascarene Petrel *Pseudobulweria aterrima*, a critically endangered seabird of Réunion Island (Indian Ocean). *Condor*, 105: 391-395. • LE CORRE (M.), OLLIVIER (A.), RIBES (S.) & JOUVENTIN (P.) 2002. Urban Light Induced Mortality on Petrel: a case study from La Réunion. *Biological Conservation*, 105: 93-102.

• MOURER-CHAUVIRÉ (C.) 2001. L'avifaune originelle de La Réunion et l'impact de l'arrivée de l'homme. *Taille-Vent spécial Braconnage*: 2-4. • MOURER-CHAUVIRÉ (C.), BOUR (R.), RIBES (S.) & MOUTOU (F.) 1999 – The Avifauna of Reunion Island (Mascarene Islands) at the Time of the Arrival of the First Europeans. *In* (S.L.) OLSON (Ed.) *Avian Paleontology at the close of the 20th Century: Proceedings of the 4th International Meeting of the Society for Avian Paleontology and Evolution*, Washington, D.C., 4-7 June 1996. Smiths. Contrib. Paleobio., 89: 1-38, 13 fig., 13 tab.

• PODOLSKY (R.), AINLEY (D.G.), SPENCER, (G.), DE FOREST (L.) & NUR (N.) 1998 – Mortality of Newell's Shearwaters caused by collisions with urban structures on Kauai. *Colonial Waterbirds*, 21: 20-34. • PROBST (J.-M.), LE CORRE (M.) & THÉBAUD (C.) 1999 – Breeding habitat and conservation priorities in *Pterodroma baraui*, an endangered gadfly petrel of the Mascarene archipelago. *Biological Conservation*. 93, 135-138.

• SALAMOLARD (M.) 2002.– Orientations régionales de Gestion de la faune sauvage et d'amélioration de la qualité de ses habitats - État des lieux. *Rapport SEOR / DIREN.* 45 p. + Annexes 33 p. • SALAMOLARD (M.) & GHESTEMME (T.) 2002. Synthèse des premiers éléments de connaissance de la faune des vertébrés indigènes des Hauts de La Réunion. *Rapport SEOR. In Premiers éléments de connaissance du patrimoine naturel indigène des hauts de La Réunion.* Mission Parc National des Hauts. 53 p.

• THIOLLAY (J.-M.) & PROBST (J.-M.) 1999 – Ecology and conservation of a small insular bird population, the Réunion Cuckoo-shrike, *Coracina newtoni*. *Biological Conservation*, 27: 191-200.

Marc SALAMOLARD

SEOR, 13 Allée des Orchidées, Cambuston, F-97 440 Saint André, La Réunion

(salamolardm@seor.fr)

## ÉMANCIPATION ET DISPERSION CHEZ LES JUVÉNILES DE FAUCON CRÉCERELLE *Falco tinnunculus*

Les modalités de la dispersion et du comportement en période d'émancipation a été étudié chez le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* dans le marais littoral de Moëze, Charente-Maritime (45°54 N, 01°03 W).

Au total, 25 juvéniles de ce faucon appartenant à 8 nichées ont été suivis en 2002 (n = 13) et en 2003 (n = 12) par radio-pistage et marquage coloré individuel. Chaque oiseau a été suivi 1 heure par jour (mouvements et comportements) à partir de son envol (30,6 jours +- 2,8) jusqu'à la disparition définitive de l'individu de la zone d'étude soit 413 séances d'observation d'une heure et 330 localisations. 5 jeunes individus ont été trouvés morts entre le premier et le septième jour (n = 2) ou ont été victimes de prédation (n = 3) avant leur émancipation ce qui donne une mortalité avant émancipation de l'ordre de 20 %.

La période d'émancipation intervient en moyenne à 18,5 jours +-. (extrêmes : 9 - 31) qui coïncident avec le départ de la zone d'étude (> 2 km du nid). Cette durée ne varie pas avec l'âge à l'envol, la date d'envol, la masse à l'envol et le rang dans la nichée.

Ces jeunes passent l'essentiel de leur temps en activités de confort (repos/toilette) et en déplacements en vol sur de courtes distances. Les jeunes d'une même nichée demeurent ensemble et aucune agression inter-individuelle marquée ne semble exister même lors des phases de nourrissage (0,005 agression/heure) ni même envers les parents (8 sollicitations pour 417 heures). Les activités de chasse sont peu importantes dans le rythme d'activité mais augmentent rapidement après le neuvième jour pour atteindre 50 % du temps à partir du treizième jour.

Le mâle assure l'essentiel du nourrissage des juvéniles après l'envol avec un apport moyen de 0,5 proie/h (0,2-1 proie/h) pendant les 12 premiers jours (quantité décroissante). À partir du douzième jour quasiment plus aucun nourrissage n'est assuré. La femelle n'est présente que durant les 5 premiers jours après l'envol mais contribue peu au nourrissage (0,15 proie/heure). À l'intérieur des nichées, les individus les plus âgés sont nourris plus



A. C. Zwaga Faucon crécerelle juvénile

fréquemment (3 fois plus pour le plus âgé avec 0,12 proie/h). Le nombre d'apports de proie est d'autant plus faible que la nichée est importante. Les apports de proie moyens journaliers par juvénile sont de 2 proies (80 % de micromammifères)

Chez le Faucon crécerelle, comme chez d'autres rapaces, la femelle s'investit peu lors de la période d'émancipation des juvéniles et ce rôle est pratiquement dévolu au seul mâle. Il semble que la fin de la période de dépendance soit liée à l'arrêt important du nourrissage par le mâle, à compter du douzième jour, qui contraint les juvéniles à se nourrir par eux-mêmes et à entreprendre une dispersion géographique significative (entre 2 et 7 km) au cours des jours suivants.

Nicolas BOILEAU[1], Sylvain LEFEVRE[2]
Matthieu HOLTHOF[3] & Vincent BRETAGNOLLE[4]
Le Bois Péan, F-35450 Landavran
[2] 3 rue Maignan Larivière, F-95390 Saint-Prix
[3] 51 voie romaine, F 86180 Buxerolles
[4] CNRS-CEBC Chizé, F-79360 Villers-en-Bois
(breta@cebc.cnrs.fr)

## L'UTILISATION D'UN NOUVEAU QUARTIER D'HIVER PAR LE GRAND CORMORAN *Phalacrocorax carbo*, DANS UN CONTEXTE OÙ LE TIR N'EST PAS AUTORISÉ : LE CAS DE LA WALLONIE

En Wallonie comme dans beaucoup de régions d'Europe, le Grand Cormoran est une acquisition récente de l'avifaune hivernale. La population hivernante s'est rapidement développée au cours de la dernière décennie du XX[e] siècle pour atteindre environ 5000 individus en 2002-2003. Contrairement à d'autres régions de France ou en Bavière, cette augmentation spectaculaire n'a pas encore induit de changement du statut légal du Grand Cormoran, qui ne peut pas être détruit par tir. La Wallonie est donc une région modèle pour une meilleure compréhension des stratégies d'hivernage de cette espèce dans un cas de "non-tir" et de faible dérangement. L'évolution de l'installation de la population hivernante a été étudiée suivant deux méthodes : des recensements coordonnés sur les dortoirs nocturnes et un suivi systématique des individus porteurs de bagues colorées (plus de 6000 données de relecture depuis 1997). Un schéma général de la colonisation de la Wallonie comme nouvelle aire d'hivernage peut être dressé par l'analyse de ces suivis à long terme. La formation des dortoirs a été progressive, avec une saturation très rapide des sites et la fondation de nouveaux à proximité. L'espèce est présente maintenant dans toute la région, après n'avoir occupé dans un premier temps que les rives de la Meuse puis les rivières de plus en plus petites et les étangs dans un second temps. Les nouveaux dortoirs sont fondés aussi bien par des adultes que des immatures, alors que seuls des immatures de premier hiver semblent s'intégrer comme nouveaux hivernants dans les dortoirs déjà occupés les années précédentes. Les cormorans montrent une fidélité très élevée à leur dortoir, d'une année à l'autre, bien qu'une tendance à la diminution du taux de retour soit apparue récemment.

Jean-Yves PAQUET[(1)], Patrice DE GOTTAL,
Frédéric DERMIEN, Philippe LACROIX
& Francis POURIGNAUX
Groupe de Travail "Oiseaux Marqués",
Aves, Rue du Blacet, 1, B 5530 Yvoir
(jeanyves.paquet@yucom.be)

## L'EUROPE CÈDE DEVANT MALTE

L'Europe a cédé devant Malte, c'est une certitude. La petite île méditerranéenne, située à 100 km au Sud de la Sicile et à 230 km au Nord de la Tunisie – est entrée le 1er mai 2004 au sein de l'Union Européenne. Cette île rocheuse ne s'étend que sur 250 km² mais elle est connue pour les massacres perpétrés par les chasseurs et les tendeurs locaux sur l'avifaune européenne. Les organismes de protection des oiseaux jugent inadmissible le fait que l'Europe tolère la destruction de nos oiseaux nicheurs, et ce aussi bien durant la migration printanière que lors de la migration automnale.

Le traité d'adhésion que Malte a signé le 16 avril 2003 oblige ce pays à revoir totalement sa législation nationale afin de respecter, pour le 1er mai 2004, la Directive 79/409/CEE relative à la Protection des Oiseaux ("Directive Oiseaux"). Malte a revu sa législation en 2003 mais, même après cette révision, la législation maltaise ne satisfait pas complètement aux exigences de la Directive européenne. La chasse et la capture d'oiseaux durant la migration printanière restent permises et cela va bien plus loin que la dérogation demandée par Malte pour la capture des Fringilles.

La chasse illégale d'oiseaux protégés est un problème sérieux et partout présent à Malte. Dans le traité d'adhésion, il est précisé que l'Union Européenne encourage Malte à prendre toutes les mesures nécessaires, comme la garantie d'une capacité administrative et des instruments législatifs suffisants, pour combattre la chasse illégale et les méthodes de capture qui sont interdites. Comment la Commission va-t-elle garantir que Malte s'alignera sur la dite Directive ?

Vu sa position géographique, Malte devrait jouer un rôle important en tant que lieu de passage et de repos des oiseaux migrateurs, et ce aussi bien au printemps qu'en automne. En fait, l'île est un piège impitoyable. Au printemps, lorsque les oiseaux quittent les sites d'hivernage africains et rejoignent leurs sites de nidification européens, des milliers de chasseurs et de tendeurs maltais les attendent. Les falaises de l'île sont couvertes de pièges (environ 5000) vers lesquels les oiseaux sont attirés par des points d'eau artificiels et des appelants vivants. En automne, lors de leur vol migratoire vers l'Afrique, ils sont également assaillis. Chaque année, 3 millions d'oiseaux "chanteurs" (Fringilles surtout) sont capturés et mis en cage. Détenir un Pinson des arbres *Fringilla coelebs* ou un Chardonneret élégant *Carduelis carduelis* en cage est une tradition à Malte. Mais d'autres espèces en sont également victimes, comme le Rougegorge familier *Erithacus rubecula* et le Monticole bleu *Monticola solitarius*. Dans les rues de La Valette, la capitale, de nombreux maltais se promènent avec "leur oiseau"...

Entre les sites de capture se tiennent des milliers de chasseurs, assis dans des huttes qu'ils ont construites à l'aide de blocs de pierre. Les grands oiseaux qui passent au-dessus de l'île sont abattus et ramenés à domicile comme trophées. De nombreux individus sont naturalisés par des taxidermistes amateurs et rejoignent des collections privées. La liste des espèces est longue et nous nous tiendrons ci-après à quelques exemples (entre parenthèses, l'estimation du nombre d'individus tués annuellement réalisée par *l'International Council for Bird Preservation*).

Bondrée apivore *Pernis apivorus* (500-1000), Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* (1000-1750), Busard des roseaux *Circus aeruginosus* (400-800), Faucon hobereau *Falco subbuteo* (500-1000), Héron cendré *Ardea cinerea* (500-1000), Bihoreau gris *Nycticorax nycticorax* (1000-2500), Aigrette garzette *Egretta garzetta* (1000), Heron pourpré *Ardea purpurea* (400-800), Pluvier doré *Pluvialis apricaria* (1000-1500), Tourterelle des bois *Streptopelia turtur* (100000-200000), Coucou gris *Cuculus canorus* (500-1000), Petit duc scops *Otus scops* et Hibou des marais *Asio flammeus* (500-1000), Grive musicienne *Turdus philomelos* (200000-300000), Rougegorge familier (20000-50000) Huppe fasciée *Upupa epops* (1500-2500), Engoulevent d'Europe *Caprimulgus europaeus* (2000-3000), Alouette des champs *Alauda arvensis* (50000-100000), Pie-grièche à tête rousse *Lanius senator* (100-300), Loriot jaune *Oriolus oriolus* (4000-7000)... Plus de 250000 Moineaux espagnols *Passer hispaniolensis*, 30000 Hirondelles rustiques *Hirundo rustica* et de fenêtre *Delichon urbicum* et 15000 Martinets noirs *Apus apus* servent aussi chaque année de cibles, le corps des victimes mortes ou blessées jonchant les rochers. En outre, il faut constater le tir de Chevaliers aboyeurs *Tringa nebularia*, Traquets motteux *Œnanthe œnanthe*, Guêpiers d'Europe, *Merops apiaster*, Avocettes élégantes *Recurvirostra avosetta*,



Echasses blanches *Himantopus himantopus*, Œdicnemes criards, *Burhinus œdicnemus*, Busards cendrés *Circus pygargus*, Balbuzards pêcheurs *Pandion haliaetus*, Circaetes Jean le Blanc *Circaetus gallicus*, Percnoptères d'Égypte *Neophron percnopterus*, Faucons kobez *Falco vespertinus*, cigognes *Ciconia* sp., Flamants roses *Phœnicopterus ruber*, Grues cendrées *Grus grus*.

En résumé, tout ce qui passe ! Selon les protecteurs des oiseaux, l'Europe a été beaucoup trop indulgente durant les négociations avec Malte : *"La tradition de la chasse et de la capture d oiseaux qui existe à Malte vue sa position géographique doit être tenue en compte"*. Après les négociations, il a été décidé ceci :

- la chasse aux oiseaux en automne doit être maintenue ;
- la capture doit également être maintenue ;
- la chasse en mer depuis des bateaux (à plus de trois km des côtes) doit être maintenue ;
- pour la fin 2007, Malte doit avoir mis en place un système d'élevage des oiseaux détenus en captivité afin de garantir la poursuite de la détention traditionnelle d'oiseaux et d'établir les quotas des captures encore autorisées dans la nature ;
- un moratoire a été installé sur la livraison de nouvelles autorisations de capture jusqu'à la fin 2007, mais tous ceux en bénéficiant déjà peuvent continuer d'exercer ;
- les autorités maltaises creent un comité ornithologique qui va mener des études qui devront résulter sur une meilleure législation relative à la protection des oiseaux à Malte.

Les protecteurs des oiseaux désirent mener une nouvelle action d'envergure pour dénoncer ces massacres. Il nous semble en effet insensé de mener des campagnes de sensibilisation et de protection des oiseaux sauvages dans nos pays (certains programmes ciblés bénéficiant de tres importantes sommes d'argent) et de ne pas réagir face à l'hécatombe qui se produit chaque année à Malte, des centaines de milliers d'oiseaux y étant abattus... par tradition !

Hugues Fanal
Ligue Royale Belge pour la Protection des Oiseaux/EABC - "La Maison de l'Oiseau", 43-45 rue de Veeweyde, B-1070 Bruxelles

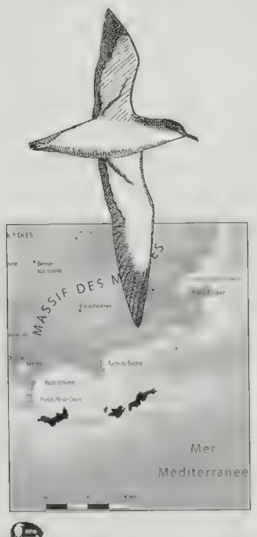
## LE COCHEVIS DE THÉKLA *Galerida theklae* EN FRANCE

Le Cochevis de Thekla (*Galerida theklae*), est en France intimement lié aux milieux ouverts rocailleux et ensoleillés, principalement les zones de pelouses sèches à Brachypode rameux *Brachypodium retusum*, mais la déprise agricole (abandon du pastoralisme extensif) et la maîtrise croissante des incendies ont eu pour conséquence la fermeture de ces milieux caractéristiques. Ce phénomène a entraîné la raréfaction d'un cortège d'espèces rares en la France, dont notre cochevis est bien représentatif. Partant de ce constat, une etude de trois ans a débuté en 2002 (dans le cadre d'un diplôme de l'EPHE, au sein de la LPO Aude et du GOR) sur l'effectif, la répartition, la biologie et l'écologie de l'espèce, l'objectif final étant l'élaboration de mesures de conservation pour le Cochevis et l'ensemble des autres espèces habitant le même type de milieu. Dans un premier temps, le point sur les critères d'identification entre le Cochevis de Thekla et le Cochevis huppé *Galerida cristata* a pu être clairement établi. Dans notre pays, la répartition de ce cochevis qui est ici en limite nord de sa répartition mondiale, est restreinte aux départements des Pyrénées-Orientales et de l'Aude. Nos premiers résultats nous ont permis d'estimer un effectif de 320 à 350 couples ou mâles chanteurs pour une superficie de prospection proche de 7 000 hectares. Les oiseaux sont répartis sur trois ensembles géographiques. Le premier et plus gros noyau se trouve dans le massif des Basses Corbières ; il inclut 80 % de la population. La plaine de Rivesaltes et la partie littorale du Massif des Albères se partagent le reste avec 10 % chacune. La suite des recherches en cours d'analyse, vise à caractériser les différents types de milieux utilisés par le Cochevis de Thekla en comparaison avec l'espèce très proche, le Cochevis huppé. Enfin, le marquage coloré d'une petite partie de la population devrait nous apporter prochainement, quelques informations precises sur la biologie de l'espèce.

Julien Gonin
École Pratique des Hautes Etudes, F-34000 Montpellier / LPO Aude, Route de Tounebelle, F-11430 Gruissan / Groupe Ornithologique du Roussillon (pgs85@aol.com)

## PROGRAMME LIFE "CONSERVATION DES PUFFINS SUR LES ÎLES D'HYÈRES"

D'importantes menaces, en plus des lacunes dans les connaissances, ont été relevées ces dernières années concernant des espèces particulièrement fragiles, le Puffin cendré *Calonectris diomedea diomedea* et le Puffin de Méditerranée *Puffinus yelkouan*. Afin de combler ces lacunes et surtout d'agir pour la conservation de ces puffins, un programme LIFE a été conçu par la LPO PACA, l'IMEP et le Parc national de Port-Cros. Ce programme a débuté le 1er septembre 2003 et durera 4 ans.




**Présentation du programme LIFE**

L'objectif principal du projet est d'enrayer le déclin et d'assurer la pérennité des colonies du Puffin cendré *Calonectris diomedea* et d'une espèce associée, le Puffin de Méditerranée *Puffinus yelkouan*, sur l'archipel des îles d'Hyères, dont les effectifs reproducteurs actuels sont respectivement d'environ 195-245 couples et 230-300 couples. Deux autres espèces marines dont les problématiques de conservation sont proches et le statut très précaire et incertain sur les sites considérés pourront également indirectement bénéficier des actions entreprises en faveur des puffins. Il s'agit du Cormoran huppé *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* et de l'Océanite tempête *Hydrobates pelagicus melitensis*.

- À l'échelon régional, ces sites regroupent 50 % de la population de Puffin cendré, 80 à 90 % de la population de Puffin de Méditerranée.
- À l'échelon national, les 4 sites retenus regroupent 20 à 25 % de la population de Puffin cendré, 80 à 90 % de la population de Puffin de Méditerranée.
- À l'échelon communautaire, les effectifs mondiaux reproducteurs de Puffins cendrés sont estimés entre 131 000 et 195 000 couples, la plus grande majorité étant située aux Açores.

Le nombre de Puffins de Méditerranée serait, lui, inférieur à 10 000 couples.

La mer et les îles sont les habitats privilégiés de ces oiseaux. Les sites de reproduction principalement insulaires, sont fréquentés particulièrement de nuit, le temps de la période de nidification. Les oiseaux affectionnent les zones de falaises et d'escarpements rocheux ainsi que les éboulis où ils peuvent établir les terriers qui leur serviront de nids dans les failles, les crevasses, et autres cavités naturelles. La saison de reproduction se déroule sur 8 mois, depuis l'arrivée des adultes sur les colonies début mars, jusqu'à l'envol des jeunes en octobre. La ponte a lieu fin mai, et les éclosions se produisent durant la première quinzaine de juillet. L'élevage du poussin unique dure 3 mois. Le régime alimentaire se compose essentiellement de petites espèces de poissons et crustacés pélagiques, ainsi que des céphalopodes. L'hivernage a lieu en Atlantique sud.

Tableau I.– Effectifs des Puffins cendrés sur les îles de l'archipel d'Hyères
*Population of Cory's Shearwater on the Hyères Islands*

| Sites | Avant 1980 | 1982-1985 | | 1991-1993 | 1998-1999 |
|---|---|---|---|---|---|
| Porquerolles (1) | ? | 110-130* | 150-180** | ? | 100-140 |
| Bagaud (2) | 210 | 5 | 5 | 1-3 | 1-2 |
| Port-Cros (3) | ? | 40-50* | 55-70* | 40-50 | 40-54 |
| Le Levant (4) | ? | 40-60* | 55-85** | ? | ? |

* sous-évalué ** corrigé (+40 %) en tenant compte de la sous-estimation liée à la méthode de recensement utilisée en 1982-1983 ? pas de donnée NB Les effectifs de l'île de Bagaud (secteur facilement accessible à pied) n'ont probablement pas été sous-estimés en 1982-1983

Depuis une vingtaine d'années, les effectifs des populations de Puffins cendrés semblent stables. Mais cette stabilité n'est qu'apparente et semble en fait liée à un défaut des prospections passées et masque très probablement une dynamique nettement défavorable à la fois en ce qui concerne les effectifs (baisse estimée à – 40 % malgré des recensements récents très intensifs) et la distribution spatiale des couples nicheurs sur les sites (certaines petites colonies signalées en 1982-1983 sont totalement désertées aujourd'hui).

Globalement, les actions durables et concertées de protection du Puffin cendré sur le territoire national sont peu nombreuses et y sont rarement perpétrées au-delà de quelques années. Le statut réglementaire de protection de la plupart des sites abritant des colonies doit inciter à une vigilance toute particulière envers cette espèce. Les actions de piégeage des mammifères introduits doivent donc être intensifiées. De plus, la dégradation rapide localement de la qualité de l'habitat, doit amener à une réflexion globale sur les problèmes de fréquentation touristique de certains sites sensibles.

Les mesures de conservation et de gestion que nous prévoyons à travers ce programme LIFE doivent permettre d'initier de telles actions sur les îles de l'archipel d'Hyères, et de proposer une dynamique sur la conservation des puffins au niveau régional, voire national.

**Objectifs du programme LIFE**

• Protection et gestion de sites de nidification sensibles, naturels et anthropiques.

• Contrôle et diminution des principales causes de mortalité identifiées (ex. contrôle des prédateurs introduits, limitation du dérangement touristique).

• Élaboration et mise en place de protocoles de suivi et d'étude visant à combler les déficits actuels sur les connaissances locales ou générales concernant les puffins (facteurs de mortalité, écologie alimentaire).

• Développement d'outils sur la gestion des habitats et la conservation de ces espèces (cahiers techniques), ainsi que d'outils de communication à destination du grand public (plaquettes, panneaux).

**Actions du programme LIFE**

• La limitation par piégeage des prédateurs introduits (rats et chats) et le déplacement des nids de Goélands leucophées *Larus michahellis* présents à proximité immédiate des colonies. Des systèmes de pièges homologués pour chats et rats (pièges-trappes) seront installés à proximité des colonies les plus vulnérables afin de réduire au maximum la prédation des œufs, des poussins et des adultes de puffins. Les rats seront euthanasiés alors que les chats seront rapatriés sur le continent et pris en charge par des associations.

• Des travaux d'aménagement ou de restauration des sites naturels ou des fortifications abritant des colonies de Puffins cendrés et Puffins de Méditerranée, par pose de nichoirs artificiels, réaménagement paysager des sites détériorés et dynamisation par installation de systèmes automatisés de repasse de chants de puffins.

• Des outils pédagogiques et techniques de découverte des oiseaux marins de l'archipel des îles d'Hyères, afin que les acteurs locaux et le grand public prennent conscience de la valeur patrimoniale et de la fragilité de ces espèces

• Des supports de communication réguliers (site *Internet*, bulletin de liaison) de travail et d'échanges sur ces espèces au niveau régional, national et international

• Un programme d'approfondissement des connaissances sur l'écologie et la biologie de ces espèces, avec notamment un bilan des connaissances actuelles, l'analyse de la sensibilité des populations aux différents facteurs de mortalité, un programme de baguage sur les puffins afin de connaître les mouvements entre les différentes colonies

• Un comité de pilotage, qui permettra notamment de pérenniser les actions dans la perspective de l'après LIFE.

Avec ce programme LIFE, nous souhaitons agir durablement et concrètement pour la conservation du Puffin cendré, et des espèces associées. Pour cela nous allons tenter de limiter les facteurs de mortalité afin d'augmenter le succès de reproduction de l'espèce De même nous allons agir sur les sites de reproduction dans l'espoir d'arrêter le déclin, voire d'augmenter le nombre de couples reproducteurs de Puffins cendrés et de Puffins de Méditerranée et du nombre de colonies occupées sur les îles d'Hyères. D'autre part, une part importante du programme va concerner la création d'une dynamique d'appropriation par différents publics, des oiseaux marins et des enjeux liés à leur conservation dans les problématiques environnementales globales, notamment celles concernant la gestion des îles et îlots. Et enfin, nous allons agir pour l'acquisition de données inédites sur l'écologie des deux espèces de puffins, ce qui nous permettra de cibler les futures actions de conservation de ces espèces

Matthieu LASCÈVE
Coordinateur LIFE
LPO/PACA, Rond Point Beauregard,
F 83400 Hyères.
(matthieu lasceve@wanadoo fr)

## RENFORCEMENT DES POPULATIONS MIGRATRICES D'OUTARDE CANEPETIÈRE *Tetrax tetrax* EN FRANCE

**Objectif**

Le projet porte sur 5 sites des plaines du Poitou-Charentes (100 566 ha), désignés en Zones de Protection Spéciale ZPS. En 2003, ces 5 sites accueillaient 102 à 119 mâles chanteurs d'Outarde canepetière *Tetrax tetrax*, soit 35 % de la population migratrice des plaines céréalières françaises. Depuis 2000, l'effectif d'outardes sur ces 5 sites a chuté de 41 %. Le risque d'extinction est estimé à 21 % dans les 25 prochaines années pour la population des plaines céréalières françaises mais les risques d'extinction locale atteignent 85 % **L'objectif du projet consiste à empêcher l'extinction de l'Outarde canepetière sur ces 5 sites (ce qui aura un effet positif sur la population globale des plaines céréalières) en augmentant le niveau de population par le lâcher d'oiseaux élevés en captivité** Les causes du déclin de l'Outarde canepetière ont été bien identifiées lors du précédent programme LIFE Nature (1997-2001): il s'agit d'un manque de ressources alimentaires (gros insectes) et de la destruction des nids lors des travaux agricoles, qui anéantissent les chances de survie des poussins. Les mesures agro-environnementales (M A.E.) du règlement européen de développement rural, financées par le Fonds Européen d'Orientation et de Garantie Agricole, sont mises progressivement en œuvre depuis 2002 sur ces ZPS (500 à 600 ha) Cependant, vue la vitesse du déclin des effectifs d'outardes sur les 5 sites du projet, il est impossible d'attendre qu'elles soient définitivement mises en place. Elles seront pleinement efficaces pour la conservation de l'espèce si elles couvrent au moins 10 % de la superficie des ZPS concernées, soit 10000 ha, résultat qu'on peut espérer atteindre en 2010 L'urgence veut que les populations d'Outardes canepetières doivent être renforcées temporairement, le temps que toutes ces mesures soient pleinement appliquées

Une étude de faisabilité du renforcement, réalisée par la LPO, le CNRS de Chizé et le Muséum National d'Histoire Naturelle et financée par le Ministère de l'Écologie et du Développement Durable a été réalisée en 2002, sur la base des



critères UICN Le Conseil National de la Protection de la Nature a donné un avis très favorable à l'unanimité à ce projet.

**Actions et moyens prévus**

Le projet prévoit **3 grandes actions** 1) Relâcher des oiseaux pendant l'été sur 3 à 4 sites (à partir d'œufs prélevés sur des secteurs de nidification en Espagne et en France et d'un stock conservatoire de reproducteurs à créer) 2) Accélérer la signature des contrats agro-environnementaux sur les sites du projet pour restaurer le milieu de vie de la Canepetière 3) Suivre et évaluer les résultats du renforcement sur la dynamique de la population française d'outardes migratrices

Les **moyens prévus** se classent dans 7 catégories

- Constitution d'un stock conservatoire d'outardes pour la reproduction en captivité (30 mâles et 30 femelles en 2008, production de 80 poussins en 2008).
- Construction d'un centre d'élevage d'outardes pour élever les poussins issus d'œufs collectes dans la nature ou d'œufs pondus par les 30 femelles en captivité (objectif de 100 poussins lâchés par an sur les sites du projet à partir de 2005)
- Gestion spécifique des chaumes de céréales et de colza par des contrats annuels pour maintenir les groupes post-nuptiaux d'outardes sur les sites de lâcher et faciliter l'intégration des oiseaux élevés en captivité (200 ha par an),
- Contrôle des chats divaguants sur les sites de lâcher
- Mise en place et animation de groupes d'agriculteurs sur les sites du projet pour obtenir la signature de contrats agro-environnementaux favorables à l'outarde,
- Mise en œuvre d'une campagne nationale d'information et de sensibilisation du grand public en France et plus particulièrement des populations locales vivant sur les sites du projet.
- Mise en place d'un suivi scientifique visant à évaluer les impacts sur les populations sources, à suivre les oiseaux lâchés (trajets, zones d'hivernage) et à mesurer l'efficacité du projet pour enrayer totalement le déclin de l'outarde sur les sites du projet

Pour ce projet, la LPO mettra en place un comité national de suivi en France sous la responsabilité du Ministère de l'Écologie et un comité de suivi en Castilla La Mancha sous l'autorité du Gouvernement Régional. La LPO s'est associée au CNRS de Chizé (sous-traitance) et travaillera avec 2 partenaires français : le Muséum National d'Histoire Naturelle et l'Association le Peuple Migrateur et un partenaire espagnol : la Sociedad Espagnola de Ornitologia, représentante officielle de BirdLife International

**Résultats attendus**

Maintien des effectifs d'Outardes canepetières sur les 5 sites du projet au niveau de ceux de 2003-2004 (115 mâles chanteurs) grâce au lâcher de 330 oiseaux et préparation pour 2008, grâce à l'élevage conservatoire et de la reconquête des sites désertés par l'espèce depuis l'enquête nationale de 1995

Christophe Jolivet
Boite postale 263, LPO La Corderie Royale
F-17305 Rochefort Cedex 05
(christophe.jolivet@lpo.fr)

## LPO LOIRE-ATLANTIQUE

La **Ligue pour la Protection des Oiseaux, délégation Loire-Atlantique**, mène de nombreuses actions dans trois domaines privilégiés :

■ **La sensibilisation et l'éducation à l'environnement :** découverte des oiseaux, des richesses et ressources naturelles, programmes d'animation auprès des scolaires, écotourisme et tourisme de nature, le tout sur des sites prestigieux (Marais salants de Guérande, zones humides ligériennes, étangs du Pays de Châteaubriant, Loire amont, Océan…)

■ **Les études et la recherche :** participation aux enquêtes ornithologiques nationales et internationales afin de développer les connaissances sur les espèces, expertises naturalistes, recensement des espèces menacées afin d'établir des listes rouges à l'échelle régionale. La LPO 44 pilote également, dans le cadre des activités de la Station Biologique Audubon, un programme de suivi scientifique "Cigognes de l'estuaire, Cigognes sans frontières".

■ **La conservation :** actions visant à la sauvegarde des sites d'intérêt majeur pour la conservation des oiseaux et de la biodiversité, conseils et mise en œuvre de mesures de préservation, en lien avec les activités humaines et les acteurs locaux, travail en partenariat avec les décideurs et institutions, pour une meilleure prise en compte du patrimoine naturel.



**Contacts :**
LPO Loire-Atlantique
1 rue André Gide,
F-44300 Nantes
Tel : 02 51 82 02 97 ;
Fax : 02 40 47 04 69
Courriel
loire-atlantique@lpo.fr
Site internet
http://loire-atlantique.lpo.fr

# NOTES

## 3727: DIET OF THE CATTLE EGRET *Bubulcus ibis* IN LESOTHO

*Regime alimentaire du Héron garde bœuf au Lesotho (Afrique australe)*

The Cattle Egret *Bubulcus ibis*, being originally restricted to the Afrotropical and Oriental regions, became a cosmopolitan species during the last century (DEL HOYO *et al.*, 1992, MADDOCK & GEERING, 1994). It still continues to expand its range even in Africa. During the last few decades it has colonized successfully a mountainous country in the southern African subregion at elevations ranging from 1700 to 2200 m a. s. l. (KOPIJ, *in prep.*). This expansion has been stimulated by farming development, especially by the development of cattle and sheep farming.

In grassy areas of the Free State province, South Africa, it has been shown that it is a highly opportunist species (KOPIJ, 1997, 1999a), preying on prey which are most abundant and most easily accessible in a given time and area. (KOPIJ, 1999b, 2003, KOPIJ & BUTTLER, 1996). The diet of this species has also been analyzed in the Western Cape (SIEGFRIED, 1966, 1971) and Gauteng (O'CONNOR, 1993). To date, no such studies have been, however, carried out in these mountainous areas, which have been recently colonized by the Cattle Egret. In this paper, I present therefore first results of diet analysis of Cattle Egrets breeding in high-altitude farmlands in southern Africa.

### MATERIAL AND METHODS

Diet composition has been determined through pellet analysis. Fresh pellets from nestlings were collected in two heronries in the Maseru district of Lesotho, at Morija (29°40'S, 27°32'E) at an altitude of 1750 m a. s. l. and at Moitsupeli (29°37'S, 27°46'E) at an altitude of c. 1850 m a. s. l. Both sites are located within the *Cymbopogon-Themeda* Grassveld, Morija in the lowlands and Moitsupeli in the foothills. There are mainly arable fields of the maize around Morija, with a few dams close to the heronry. The Moitsupeli countryside on the Mahakalaneng River is basically a matrix of pastures for sheep and cattle, and arable fields with maize as main cultivated plant.

A total of 88 pellets, 58 from Morija and 30 from Moitsupeli, were collected in December 1997 (Morija) and in December 1998 (Morija and Moitsupeli), i.e. at the time when Cattle Egrets nested. From each pellet, prey items were extracted, counted and identified. Identification was based mainly on keys by SCHOLTZ & HOLM (1985).

The frequency of occurrence was calculated as the proportion of the total number of pellets examined containing a given taxon. The WILCOXON's test for matched pairs was used to test differences between the percentage of particular prey taxa for the two surveyed sites (Morija and Moitsupeli) and two seasons (1997 and 1998).

### RESULTS AND DISCUSSION

The diet of the Cattle Egrets in Lesotho consisted almost exclusively of arthropods. Only in four pellets, small rodents (*Mammalia: Rodentia*) were also identified (TAB. I). Among the arthropod prey, representatives of all classes were identified, i.e. insects (*Insecta*), crustaceans (*Crustacea*), myriapods (*Myriapoda*) and arachnids (*Arachnidae*).

Insects were, by far, the most important group of prey, while beetles (*Coleoptera*) and orthopterans (*Orthoptera*) were the main insect orders. The a le termites (*Isoptera*) and butterflies (*Lepidoptera*) were two other insect order occasionally preyed upon. Beetles were dominated by dung beetles (*Scarabaeidae*), ground beetles (*Carabidae*) and weevils (*Curculionidae*). The latter family is especially interesting in this regard. Representatives of this family were recorded in 12.5 % of pellets, while on average 2.25 weevils per pellet were recorded (SD = 1.48); in 2 pellets – 5 curculionids, in 2 – 3, in 3 – 2 and in 5 – single curculionids were present. Members of at least four other beetle families were also identified (TAB. I). The orthopterans most often preyed upon were locusts (*Acrididae*). Crickets (*Gryllidae*) were preyed much less often, and mole crickets (*Gryllotalpidae*) only occasionally (TAB. I).

Among crustaceans, four freshwater crabs *Potamoneustes warenni* (*Decapoda: Potamonidae*), c. 5 cm long, were identified (it is the commonest, and apparently the only decapod in Lesotho). Myriapods were represented by a few scolopendras (*Chilopoda: Scolopendromorpha*), while arachnids by sun spiders (*Solifugae*) and spiders (*Araneae*).

There were insignificant differences in the contribution of particular main prey 3. groups in the diet of the Cattle Egret in the two heronries (Morija and

TABLE I. Diet of Cattle Egret in two heronries in Lesotho. 1a – Morija, December 1997, 1b – Morija, December 1998, 2 – Moitsupeli, N – the number of pellets in which given taxon was recorded, %F – frequency of occurrence expressed as the proportion of the total number of pellets examined containing a given taxon.

*Régime alimentaire des Hérons garde-bœufs dans deux héronnières du Lesotho.*

| Taxa | 1a N | 1b N | 2 N | Total N | Total %F |
|---|---|---|---|---|---|
| INSECTA | | | | | |
| **Coleoptera** | | | | | |
| Scarabaeidae | 13 | 2 | 3 | 18 | 20.5 |
| Carabidae | 13 | 0 | 4 | 17 | 19.3 |
| Curculionidae | 3 | 1 | 7 | 11 | 12.5 |
| Hydrophilidae | 1 | 0 | 2 | 3 | 3.4 |
| Tenebrionidae | 3 | 0 | 0 | 3 | 3.4 |
| Dytiscidae | 1 | 3 | 0 | 4 | 4.5 |
| Melyridae | 2 | 0 | 0 | 2 | 2.3 |
| Unidentified | 15 | 0 | 4 | 19 | 21.6 |
| **Orthoptera** | | | | | |
| Acrididae | 0 | 8 | 19 | 27 | 30.7 |
| Gryllidae | 0 | 4 | 1 | 5 | 5.7 |
| Gryllotalpidae | 0 | 1 | 0 | 1 | 1.1 |
| Unidentified | 43 | 0 | 7 | 50 | 56.8 |
| **Isoptera** | 6 | 0 | 0 | 6 | 6.8 |
| **Lepidoptera** | 1 | 0 | 0 | 1 | 1.1 |
| CRUSTACEA | | | | | |
| Decapoda | 0 | 1 | 1 | 2 | 2.3 |
| CHILOPODA | 2 | 0 | 0 | 2 | 2.3 |
| ARACHNIDA | | | | | |
| Solifugae | 3 | 4 | 0 | 7 | 8.0 |
| Scorpiones | 0 | 0 | 2 | 2 | 2.3 |
| MAMMALIA | | | | | |
| Rodentia | 0 | 1 | 3 | 4 | 4.5 |
| Number of pellets | 43 | 15 | 30 | 88 | 100.0 |

Moitsupeli) compared in December 1998 ($T = 23.5$, $Z = 0.408$, $p = 0.683$). No statistical differences in the particular prey groups were also shown between December 1997 and December 1998 at Morija heronry ($T = 25.0$, $Z = 0.255$, $p = 0.799$). Similarly, no statistical differences were shown in the contribution of particular beetle families in the two heronries compared in December 1998 ($T = 7.0$, $Z = 0.734$, $p = 0.463$), but such differences were shown in the Morija heronry between the year 1997 and 1998 ($T = 6.0$, $Z = 1.680$, $p = 0.093$). No statistical differences in the particular orthopteran families were shown between December 1997 and December 1998 ($T = 4.0$, $Z =$ [illegible], $p = 0.715$); at Morija heronry ($T = 25.0$, $Z = 0.255$, $p = 0.799$) and between the two heronries in December 1998 ($T = 5.0$, $Z = 0.0$, $p = 1.00$).

Except for Spain, a large proportion of orthopterans in the Cattle Egret diet were recorded in all populations studied in the world (KOPIJ, 1999b). However, in most of these sites, beetles constituted a supplementary food (at least in terms of biomass consumed). Only in Lesotho, they constitute a significant prey. In terms of biomass, vertebrates, especially frogs, were recorded as a significant ingredient of the Cattle Egret diet throughout the world (KOPIJ, 1999b), but in Lesotho they were only occasionally preyed upon. It appears therefore that in the high-altitude areas of southern Africa, the Cattle Egret is more insectivorous and grasshoppers constitute much higher proportion in its diet in comparison with the other parts of Africa and of the world at large.

## REFERENCES


- DEL HOYO (J.), ELLIOT (A.) & SARGATAL J. (eds.) 1992.– *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 1. Barcelona, Lynx Edicions.
- KOPIJ (G.) 1997.– Timing of colony occupation, clutch size and breeding success in the Cattle Egret *Bubulcus ibis* related to nest location in a South African heronry. *Acta orn.*, 32: 169-174. • KOPIJ (G.) 1999a.– Breeding success in the Cattle Egret in relation to clutch size. *S. Afr. J. Wildl. Res.*, 29: 112. • KOPIJ (G.) 1999b.– Food of the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) in South African grassland. *Vogelwarte*, 40: 98-109. • KOPIJ (G.) 2003.– Diet of Cattle Egret *Bubulcus ibis* chicks in an intensively managed farmland in South Africa. *Acta ornithol.*, 38: 155-157. • KOPIJ (G.) & BUTLER (H.) 1996.– Unusual diet and feeding flock of Ciconiiformes at Glen near Bloemfontein. *Mirafra*, 13 (3/4): 79-80.
- MADDOCK (M.) & GEERING (D.) 1994.– Range expansion and migration of the Cattle Egret. *Ostrich*, 65: 191-203.
- O'CONNOR (T. G.) 1993.– The diet of nestling Cattle Egrets in the Transvaal. *Ostrich*, 64: 44-45.
- SCHOLTZ (C. H.) & HOLM (E.) (eds.) 1985.– *Insects of Southern Africa*. Durban, Butterworths. • SIEGFRIED (W. R.) 1966.– On the food of nestling Cattle Egrets. *Ostrich*, 37: 219-220. • SIEGFRIED (W. R.) 1971.– The food of Cattle Egret. *J. app. Ecol.*, 8: 447-468.



Grzegorz KOPIJ

Department of Zoology & Ecology, Agricultural University, Wrocław, ul. Kożuchowska 5b, 51-631 Wrocław, POLAND (kopij@ozi.ar.wroc.pl)

### 3728 : PRÉDATION DE LANÇONS *Ammodytes tobianus* par des BÉCASSEAUX SANDERLING *Calidris alba* ET VARIABLE *Calidris alpina* EN BAIE DE DOUARNENEZ (OUEST FRANCE)

La Baie de Douarnenez (Finistère) abrite de petites populations hivernantes et migratrices de Bécasseaux sanderlings et variables. Sur les plages de Saint Anne la Palud et de Ploeven, la prédation par ces becasseaux a été observée sur de petits poissons. Ce comportement n'avait encore jamais eté noté sur ce site par l'observateur. Bien que de nombreuses études aient été menées dans le domaine de l'alimentation des limicoles, peu d'entre elles mettent en avant le phénomène de prédation piscicole, (CRAMP, 1983, GÉROUDET, 1983, ISAKOV & VOROBIEV, 1940)

Le spectre alimentaire des Bécasseaux sanderlings et variables est proche. Il comprend une grande variété de proies. Il varie selon les saisons et les milieux fréquentés. En Europe occidentale, en hivernage et en migration, il se compose principalement d'invertébrés : vers (Annélides polychètes), insectes, mollusques, crustacés (Amphipodes, Décapodes) (VIEILLIARD, 1973 ; NEHLS & TIEDEMANN, 1993), de végétaux dont l'importance reste mal connue (CRAMP, *op. cit.*) et occasionnellement de petits poissons (e.g. *Cobitis*, *Pomatoschistus*) ou de cadavres de poissons (CRAMP, *op. cit.*, GÉROUDET, 1983).

Toutefois, les différentes études menées durant les migrations et l'hivernage, en Europe et en Eurasie, sur les contenus stomacaux ne montrent pas la consommation de poissons (CRAMP, *op. cit.*). Ainsi, l'analyse des contenus stomacaux de Bécasseaux variables (319) et de Bécasseaux sanderlings (61) révèle une seule fois la présence de poisson (0,001 % des cas), un individu de 4 cm de l'espèce *Cobitis caspia* (ISAKOV & VOROBIEV, *op. cit.*). Autrement dit la part de poisson dans le régime alimentaire de ces deux bécasseaux est insignifiante.

Le 7 mai 2005, sur les plages de Saint-Anne-la-Palud et de Ploeven (48,08 N 4,16 W) commune de Plonévez-Porzay, en Baie de Douarnenez, un groupe de 139 bécasseaux est observé au repos (2 Bécasseaux variables et 137 Bécasseaux sanderlings) en compagnie de 63 laridés : 59 Goélands argentés *Larus argentatus*, 2 Goélands marins *Larus marinus* et 2 Goélands bruns *Larus fuscus*.

Alors que le groupe de bécasseaux se repose sur l'estran sableux, nous remarquons quelques individus de Bécasseaux sanderlings et variables se nourrissant de lançons de taille variable.

Les poissons sont capturés morts ou vivants sur le sable. Certains sont directement prélevés des terriers



PHOTO 1 – Bécasseau sanderling *Calidris alba* consommant un lançon (David HEMERY)
*Sanderling eating a Lesser Sand Eel*

dans lesquels ils sont enfouis. Les oiseaux se décalent ensuite de quelques mètres du lieu de capture et débutent leur travail d'ingestion du petit poisson. Une fois capturée, la proie est positionnée dans le bec, puis elle est écrasée et retournée, plusieurs fois, entre les mandibules afin de permettre son ingestion (photo 1). Dans le cas de grosses proies (taille supérieure ou égale au bec) les bécasseaux passent plusieurs minutes à manipuler le lançon. Inversement, dans le cas de petites proies (taille moitié inférieure ou égale au bec) celles-ci sont ingérées en quelques secondes. Lors de cette sortie, des comportements inhabituels entre laridés et limicoles ont aussi été observés. A l'ordinaire ces oiseaux coexistent pacifiquement notamment en raison de l'absence de concurrence pour les ressources alimentaires. Ce soir là, l'utilisation d'une même nourriture, les lançons, entraîna une compétition interspécifique qui n'avait jamais été notée par l'observateur. Des Bécasseaux sanderlings ayant capturé un lançon sont poursuivis successivement par un Goéland brun puis 2 Goélands argentés, respectivement pendant 45 et 12 secondes. Les bécasseaux finissent par lâcher leur proie récupérée par les goélands.

Suite à ces observations, un échantillonnage des proies a été effectué à la limite de la marée montante, 70 lançons sont récoltés à la main. Les poissons sont mesurés à l'aide d'un réglet (précis à 0,5 mm), depuis l'extrémité de la tête jusqu'à l'extrémité de la nageoire caudale. Puis, ils sont pesés au moyen d'une balance électronique précise au 1/100 de gramme. Suite à ces mesures nous avons établi une taille et une masse moyennes des lançons : 7,5 centimètres (n = 70) pour 1,3 grammes (n = 59). Pour comparaison le poisson trouvé lors des analyses stomacales par ISAKOV & VOROBIEV (1940) mesurait 4 cm.

Nous avons essayé de quantifier les temps d'ingestion des proies par la methode du *focal-sampling*

Seules 3 observations focalisées sur des Bécasseaux sanderlings ont été réalisées. Les temps d'ingestion ont été 205, 15 et 138 secondes, soit une moyenne de 119 secondes.

Le caractère inhabituel de ces observations peut s'expliquer par la phénologie des proies et des prédateurs. En effet, lors des différentes sorties réalisées entre le 19 avril et le 29 mai 2005, la présence des lançons est constatée seulement lors des 7 et 8 mai 2005. Ces poissons semblent uniquement présents sur le littoral de la fin avril à la mi-mai.

Les bécasseaux sont principalement observés sur les plages de la baie de Douarnenez en hivernage et en migration. La figure 1 montre les périodes de plus forte abondance des bécasseaux sur ces plages. Entre la mi-avril et le début juillet, les bécasseaux ne fréquentent plus ou presque les plages de la baie. En avril la présence des bécasseaux est irrégulière. Elle se caractérise par la présence de groupes occasionnels pouvant atteindre plusieurs centaines d'individus. La migration prénuptiale touche à sa fin. Cette courte période de chevauchement entre la présence des deux espèces proie-prédateur serait une hypothèse pour expliquer la rareté de ce type de prédation.

Il est facile d'imaginer que cette ressource trophique ponctuelle représente un bénéfice énergétique important pour les derniers migrateurs. La dépense d'énergie nécessaire pour capturer les proies est faible vu qu'elles sont échouées sur le sable. Cela permet aux oiseaux de reconstituer en peu de temps leurs réserves graisseuses avant de rejoindre les sites de nidification.

En conclusion ce phénomène de prédation de lançons par des bécasseaux, met en avant l'opportunisme dont peuvent faire preuve les bécasseaux en matière d'alimentation au cours de la migration prénuptiale. Des cas de prédation de poissons par les bécasseaux ont été observés sur *Cobitis*, *Pomatoschistus* (*in* CRAMP, 1983) et non sur *Ammodytes tobianus*. Ces observations concernent ici principalement des Bécasseaux sanderlings.

Toutefois, nous sommes amenés à nous demander dans quelle mesure cette prédation est totalement bénéfique pour les bécasseaux. En effet, ils entrent alors en compétition avec les laridés occasionnant une perte d'énergie inhabituelle lorsque ces derniers les attaquent pour récupérer les poissons.

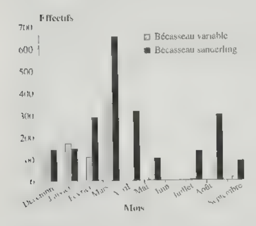



FIG. 1 - Effectifs maximums moyens mensuels de Bécasseaux sanderlings et variables sur les plages de Saint-Anne-la-Palud et de Ploeven.

*Monthly maxima of Sanderling and Dunlin on the beaches of Saint-Anne-la-Palud and de Ploeven.*

**REMERCIEMENTS**

Je tiens à remercier Christine BLAIZE pour son aide lors de la relecture et des conseils qu'elle a pu m'apporter. Je remercie également Patrick TRIPLET pour son apport bibliographique.

**BIBLIOGRAPHIE**


- CRAMP (P.) & SIMMONS (K.E.L.) 1983 – *Handbook of birds of Europe, the Middle east and North Africa. The Birds of the Western Palearctic.* Vol. 3, *Waders to Gulls*. Oxford University Press, 913 p.
- FUCHS (E.) 1975 – Observations sur les ressources alimentaires et l'alimentation des Bécasseaux variables, minute et cocorli *Calidris alpina, minuta* et *ferruginea* en Méditerranée, au passage et pendant l'hivernage. *Alauda*, 43: 55-69.
- GÉROUDET (P.) 1983 - *Limicoles, Gangas et Pigeons d'Europe*. Vol. 1. Delachaux et Niestlé, Neuchâtel, Paris, 240 p.
- LE V. DIT DURELL (S.E.A.), KELLY (C.P.) 1990.- Diets of Dunlin *Calidris alpina* and Grey Plover *Pluvialis squatarola* on the Wash as determined by dropping analysis. *Bird Study*, 37: 44-47.
- NEHLS (G.), TIEDEMANN (R.) 1993.- What determines the densities of feeding birds on tidal flats? A case study on Dunlin, *Calidris alpina*, in the Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 31: 375-384.
- VIELLIARD (J.) 1973 – Autoécologie comparée du Bécasseau variable *Calidris alpina*. *Alauda*, 41: 1-33.


David HEMERY
Grumpy bird@wanadoo.fr

## 3729 : PERSISTANCE DE L'AIGLE POMARIN *Aquila pomarina* EN ALGÉRIE

*Lesser Spotted Eagle* Aquila pomarina *is still present as a breeding species since at least 1979 on Lake Tonga, a large natural marshland in the northeastern part of Algeria*

Lors d'un séjour de deux jours au Lac Tonga (wilaya d'El Tarf) dans l'extrême nord-est de l'Algérie, nous avons longtemps observé en compagnie d'A. BOUMEZBEUR un adulte d'Aigle pomarin *Aquila pomarina* le 11 juin 2005. L'oiseau est arrivé en vol de la grande suberaie (*Quercus suber*) qui borde la rive ouest de ce lac et s'est posé à plusieurs reprises sur des nénuphars blancs qui forment d'immenses plates-formes à travers l'étendue de ce lac.

Nous confirmons ainsi la présence de cette espèce qui a été découverte en 1979 en cet endroit par J. ROCHÉ avec de fortes présomptions de nidification cette année-là (ROCHÉ, 1982). Comme l'identification de cet aigle n'est pas chose aisée et que son statut d'espèce par rapport à l'Aigle criard *Aquila clanga* est quelque peu flou (cf. HELBIG *et al.*, 2005), les documents photographiques soumis à l'époque à plusieurs connaisseurs ont confirmé qu'il s'agissait bien de cette espèce (ROCHÉ, 1982). Après quelques autres observations (notamment en mai 1984 et 1987), la première preuve de nidification n'a apparemment été apportée qu'en 1990 (H. HAFNER *in* ISENMANN & MOALI, 2000). La nidification de l'Aigle pomarin dans l'Est de l'Afrique du Nord est sans nul doute une originalité biogéographique dans la mesure où l'aire de distribution de cette espèce est assez éloignée de l'Algérie puisqu'elle recouvre l'Ouest de la Russie, les Pays baltes, l'Est de l'Europe centrale, l'Allemagne orientale, la Slovaquie, la Hongrie, les Balkans et la Grèce ainsi que la Turquie (IANKOV *et al.*, 1996, HAGEMEIJER & BLAIR, 1997). Vers l'Ouest il a atteint, récemment l'Est de la France (THIOLLAY comm. pers.). Le site de nidification en Algérie, unique en Afrique du Nord, pourrait représenter le témoin ultime d'une présence jadis beaucoup plus méridionale et occidentale (ROCHÉ, 1982) mais qui se trouve maintenant assez éloignée de l'aire de distribution actuelle. Cette présence appelle cependant une interrogation : comment un ou deux couples arrivent-ils à subsister dans un site apparemment aussi éloigné du front occidental de l'aire de distribution actuelle ? La première réponse qui saute aux yeux nous semble être le Lac Tonga lui-même. Il s'agit en effet d'un vaste marais d'eau douce de 2 700 ha au fonctionnement naturel et dont les richesses biologiques et écologiques ont suscité le classement en réserve intégrale au sein du Parc national d'El Kala. La richesse de son avifaune nicheuse est composée pêle-mêle d'une importante population de quelques centaines de couples de Fuligule nyroca *Aythya nyroca* (une espèce qui constitue également une originalité biogéographique en Afrique du Nord puisqu'elle niche essentiellement à partir de l'Europe orientale, HAGEMEIJER & BLAIR, 1997), de quelques couples d'Erismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* et de Talève sultane *Porphyrio porphyrio*, de la présence en nombre d'espèces comme la Foulque macroule *Fulica atra*, le Grèbe huppé *Podiceps cristatus*, le Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis*, de colonies de Crabiers chevelus *Ardeola ralloides*, de Bihoreaux gris *Nycticorax nycticorax*, de quelques Hérons pourprés *Ardea purpurea*, d'Ibis falcinelles *Plegadis falcinellus*, de Guifettes moustac *Chlidonias hybridus*...). Ce grand aigle y trouve donc parfaitement et simultanément le gîte (marais entourés de grandes forêts), le couvert et la protection d'une réserve intégrale. Néanmoins, une étude allemande vient de montrer la grande vulnérabilité des couples isolés de cette espèce nichant en marge de l'aire de distribution (BÖHNER & LANGGEMACH, 2004). Rappelons que l'Aigle pomarin est un grand migrateur qui hiverne en Afrique tropicale au Sud de l'équateur et qui n'est présent sur ses lieux de nidification que de fin mars/début avril à début septembre. Des passages au printemps par l'Afrique du Nord sont notés régulièrement en proche Tunisie au cap Bon (ISENMANN *et al.*, 2005).

Nous espérons par cette note attirer l'attention sur ce joyau biologique et écologique que constitue le lac Tonga dans la Méditerranée en général et en Algérie en particulier.

**Remerciements**

Nous voulons exprimer toute notre reconnaissance à la Direction Générale des Forêts (Ministère de l'Agriculture et du Développement rural) et au Parc National d'El Kala pour nous avoir facilité l'accès et la visite de ce lac.

### BIBLIOGRAPHIE

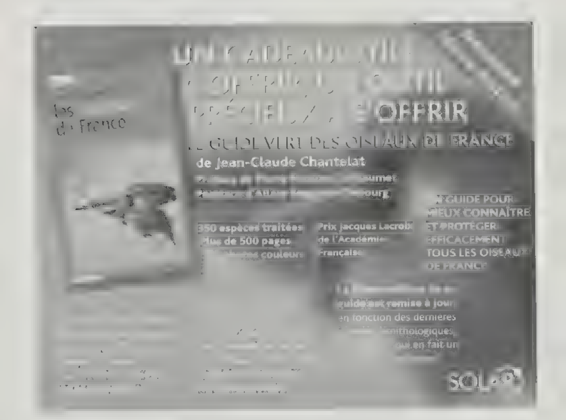

- BÖHNER (J.) & LANGGEMACH (T.) 2004.– Warum kommt es auf jeden einzelnen Schreiadler *Aquila pomarina* in Brandenburg an? Ergebnisse einer Populationsmodellierung. *Vogelwelt*, 125 : 271-281.
- HAGEMEIJER (W.J.M.) & BLAIR (M.J.) 1997.– *The*

*EBCC Atlas of European Breeding Birds* Poyser, London • HELBIG (A.J.), SEIBOLD (I.), KOCUM (A.), LIEBERS (D.), IRWIN (J.), BERGMANIS (U.), MEYBURG (B.U.), SCHELLER (W.), STUBBE (M.) & BENSCH (S.) 2005. Genetic differentiation and hybridization between Greater and Lesser Spotted Eagles (Accipitriformes, *Aquila clanga, A. pomarina*). *Journal of Ornithology*, 146: 226-234.
• IANKOV (P.), PETROV (T.), MICHEV (T.) & PROFIROV (L.) 1996. Status of the Spotted Eagle (*Aquila clanga*) and the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*) in the Mediterranean. Pp. 77-81. (J.) MUNTANER & (J.) MAYOL, *Biology and Conservation of Mediterranean Raptors, 1994*. SEO BirdLife, Monografia 4.
• ISENMANN (P.), GAULTIER (T.), EL HILI (A.), AZAFZAF (H.), DLENSI (H.) & SMART (M.) 2005. *Oiseaux de Tunisie/Birds of Tunisia*. SEOF, Paris.
• ISENMANN (P.) & MOALI (A.) 2000. *Oiseaux d'Algérie/Birds of Algeria*. SEOF, Paris.
• ROCHE (J.) 1982. Nidification probable de l'Aigle pomarin (*Aquila pomarina*) en Algérie. *L'Oiseau et R.F.O.*, 52: 367-369.



Paul ISENMANN
Centre d'Ecologie Fonctionnelle
et Evolutive (UMR 5175),
1919 Route de Mende,
F-34293 Montpellier cedex 5

Aissa MOALI
Laboratoire d'Ecologie et Environnement
Université de Bejaia
DZ-06000 Bejaia
Algérie

Alauda 73 (4), 2005 463-464

# REVUE DE PRESSE

***Faune sauvage* "spécial génétique" 2004, N° 265,** Bulletin technique et juridique de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage - (O.N.C.F.S.) - Ce numéro de *Faune sauvage*, préfacé par notre collègue Jacques BLONDEL, est consacré à l'importance et à l'intérêt des techniques de génétique moléculaire pour le suivi des populations d'animaux sauvages et leur conservation. Un ensemble d'articles constitue une introduction documentée aux perspectives d'une utilisation systématique en écologie des techniques de génétique typage moléculaire. Les résultats apportés devraient permettre de mieux comprendre la dynamique des populations au cours de leur évolution, et apporter des indications objectives pour élaborer des plans de conservation ou ajuster les seuils de prélèvements à la réalité. Deux articles ont été choisis pour cette revue de presse et susciter l'intérêt pour les autres.

• *L'organisation spatiale des populations. L'exemple du Tétras lyre et du Lagopède alpin.* A. CAIZERGUES *et al.* : 22-32.- La distribution spatiale des gènes est affectée par la taille des populations, la vitesse de renouvellement des individus au sein des populations, et l'efficacité de la dispersion. Les paramètres démographiques des deux espèces sont assez similaires : les populations ont en général des densités du même ordre (1 à 10 /100 ha), les femelles produisent environ 1 jeune/an, et le taux de survie à l'âge adulte est de l'ordre de 60 %. En revanche, les stratégies de dispersion sont différentes : les jeunes Tétras lyres se dispersent en suivant l'axe des vallées, alors que les jeunes lagopèdes franchissent les crêtes qui ne constituent pas un obstacle à leur circulation. Par ailleurs, les populations de Lagopèdes alpins du Sud de l'Europe (Pyrénées, Alpes) correspondent à des populations résiduelles isolées les unes des autres, alors que les populations de Tétras lyre n'ont pas régressé, au contraire, depuis la dernière glaciation. La population alpine est cependant isolée des populations orientales et nordiques par la disparition récente des populations d'Europe centrale. Les études menées sur 14 microsatellites, sur des oiseaux de France et de Scandinavie ou de Finlande, ont permis de comparer la diversité génétique de différentes populations des deux espèces. Conformement aux prédictions théoriques, la diversité de la population pyrénéenne de Lagopède alpin est réduite par rapport celle de la population alpine ou norvégienne. Cependant, il est intéressant de constater que pour le Tétras lyre, la diversité des populations alpines est plus réduite que pour celles de lagopèdes, alors que les Tétras lyres alpins ne sont isolés de l'aire principale de l'espèce que depuis 50 ans. À l'échelle régionale, les populations de Lagopède des Alpes sont plus homogènes que celles de Tétras lyre, ce qui correspond assez bien à leur stratégie de dispersion. En Finlande, où l'habitat est continu, la diversité génétique des deux espèces est du même ordre. Ces études illustrent bien l'intérêt des méthodes de typage génétique pour valider - compléter ou réfuter - des hypothèses théoriques formulées d'après les connaissances acquises sur la biologie des espèces. Ce type de résultat est bien évidemment important pour la pertinence et la crédibilité des mesures de conservation.

• *Délimitation des grandes sous populations chez les espèces migratrices : le cas de la Nette rousse.* J.-Y. MONDAIN-MONVAL *et al.* : 33-38.- Chez les canards migrateurs, les femelles seraient généralement fidèles à leur région de nidification alors que les mâles seraient plus susceptibles de changer de zone de reproduction en suivant une femelle rencontrée sur une zone d'hivernage. La dynamique des brassages génétiques dépendraient donc largement de la disposition (chevauchante ou non) des zones d'hivernage des différentes populations et de la propension des mâles à revenir sur leur site d'origine. Les populations de Nette rousse peuvent se diviser en trois groupes : (1) le bastion de l'espèce est centré sur la Mer Caspienne, et ses individus migrent en majorité vers le golfe du Bengale (2) un second groupe est centré sur la Mer Noire (3)

un troisième groupe correspond aux populations d'Europe occidentale, essentiellement espagnoles Il semble que les populations occidentales soient plutôt en augmentation, en hiver, mais il est nécessaire de connaître l'origine de ces animaux pour qu'un plan de gestion crédible puisse être élaboré Les premiers résultats d'analyse génétique sur trois *loci* - confirment que les femelles se dispersent plutôt moins que les mâles En revanche, ces résultats ne permettent pas de distinguer clairement des sous-populations asiatiques et occidentales. En fait, les variants observés chez les oiseaux occidentaux sont tous retrouvés chez les oiseaux asiatiques, ce qui suggère que les populations européennes correspondent sans doute à une extension assez récente de la population orientale Ces deux exemples et les autres études de ce numéro spécial, sur d'autres espèces d'oiseaux: perdrix du genre *Alectoris*, Perdrix grise des Pyrénées ou de mammifères protégés tels l'Ours ou encore le Loup, constituent autant d'illustrations très claires de la nécessité pour l'écologie et la conservation d'avoir recours aux méthodes de génétique moléculaire… et donc de disposer pour cela, de moyens financiers correspondants

**Le Pic à bec d'ivoire *Campephilus principalis* redécouvert en Amérique du Nord continentale.** *Ivory-billed Woodpecker* Campephilus principalis *persists in continental North America.* John W. FITZPATRICK, Martjan LAMMERTINK, M. David LUNEAU, JR., Tim W. GALLAGHER, BOBBY R. HARRISON, Gene M. SPARLING, KENNETH V ROSENBERG, RONALD W. ROHRBAUGH, Elliott C. H SWARTHOUT, PETER H WREGE, Sara BARKER SWARTHOUT, Marc S. DANTZKER, Russel A. CHARIF, Timothy R BARKSDALE, J. V. REMSEN JR., SCOTT D. SIMON, Douglas ZOLLNER. *Science*, 308: 1460-1462. Le Pic à bec d'ivoire *Campephilus principalis* a longtemps été considéré comme une espèce disparue après l'extinction de la population du Singer Tract dans le Nord-Est de la Louisiane aux États-Unis, consécutive à l'exploitation de cette zone forestière de 1930 à 1944 Plusieurs observations (7 en tout) d'un seul individu effectuées en février 2004 puis en avril 2005 dans la région des Big Woods (220 000 ha) du bassin du Mississipi dans l'Est de l'Arkansas permettent d'affirmer que le Pic à bec d'ivoire n'est pas éteint. Un vidéo-clip a pu être étudié. Les observateurs affirment que la confusion avec l'autre grande espèce de pic américain *Dryocopus pileatus* n'est guère possible. Par ailleurs, l'analyse acoustique des tambours enregistrés sur le terrain a permis de retrouver la signature spécifique de *Campephilus*. À ce jour, l'espèce n'a pas pu être détectée ailleurs qu'à proximité de ces premières observations.

**Identification chez *Tyrannosaurus rex* d'un tissu lié à la reproduction, homologue de celui des Ratites**. *Gender-Specific Reproductive Tissue in Ratites and* Tyrannosaurus rex. Mary H. SCHWEITZER, Jennifer L. WITTMEYER & John R HORNER. *Science*, 308: 1456-1460. Il est en général impossible d'identifier le sexe des fossiles de dinosaures de manière univoque. Chez les oiseaux, une fine couche de tissu osseux, dit médullaire parce qu'il borde la cavité médullaire des os longs, ne peut être observée que chez les femelles où sa formation est induite par les hormones sexuelles après l'ovulation. Ce tissu osseux est très minéralisé, densément vascularisé et représente une zone de mobilisation aisée du calcium nécessaire à la formation des coquilles L'étude d'os des pattes postérieures d'un fossile de *Tyrannosaurus rex* (Museum of the Rockies, specimen number 1 125) a permis d'identifier un tel tissu homologue de celui des Ratites Outre la possibilité de reconnaître le sexe de cet individu, cette découverte renforce l'hypothèse d'un lien phylogénétique fort entre les dinosaures et les oiseaux, dans la mesure où ce tissu n'existe que chez les oiseaux, au sein des vertébrés actuels

Pierre BOUDNOT
97 rue de la Santé
F 75013 Paris

Alauda 73 (4), 2005 465-469

# BIBLIOGRAPHIE

(Ouvrages, C.D., films déposés à la Bibliothèque de la S.E.O.F.)

Walter BELIS, Évelyne BRÉMOND-HOSLET, Michel CUISIN, Frédéric JIGUET, Georges OLIOSO & Jean-Marc THIOLLAY

BROWN (A.) & GRICE (T.) 2005 - *Birds in England.* T & AD Poyser, Londres. 694 p. £ : 40 £ - Ce gros volume complète l'impressionnante série des avifaunes de Grande-Bretagne éditée par Poyser, après les trois *Birds in Scotland, Ireland et Wales,* sans compter les ouvrages tout aussi volumineux chez le même groupe d'éditeurs (Christopher Helm) sur les îles Scilly, Shetlands, *etc.*.. Bien que l'Angleterre proprement dite soit l'un des pays européens les plus densément peuplés et les plus profondément modifiés par l'emprise humaine, elle n'en affiche pas moins une liste de 550 espèces d'oiseaux, dont plus de la moitié de non nicheurs, il est vrai, et beaucoup d'accidentels. Pourtant les nombreuses références historiques et les efforts de conservation rendent le tableau de son avifaune passionnant et instructif. Tout au long du livre, le texte est dense, synthétique, extrêmement detaillé et documenté et il dépasse largement un intérêt purement local. Les 130 premières pages sont consacrées à l'analyse écologique et historique de l'avifaune anglaise et des habitats, des changements intervenus, leurs causes et les tendances actuelles. Les 50 photographies en couleurs des milieux les plus typiques en 16 pages hors texte, sont les seules illustrations en couleurs de l'ouvrage. Près de 500 pages sont ensuite devolues au statut, à l'évolution, aux effectifs et à l'écologie de chaque espèce, les plus répandues pouvant avoir droit à plusieurs pages et les plus occasionnelles à quelques lignes. A cette présentation, toujours replacée dans le contexte historique et européen, s'ajoute un long tableau en appendice, sous la forme d'une *checklist* récapitulative avec effectifs et différents statuts de conservation. Près de 50 pages de références témoignent de la richesse des publications existantes et des sources exploitées. L'ensemble est plus complet et plus approfondi, sur cette seule région proche de la France, que les différents atlas de Grande-Bretagne réunis (nicheurs, hivernants, migrateurs). Le volume de l'ouvrage et la qualité de l'edition achèvent d'en justifier le prix et l'achat. J.-M.T.

BROWN (R.), FERGUSSON (J.), LAWRENCE (M.) & LEES (D.) 2005 - *Guide des traces et indices d'oiseaux.* Delachaux et Niestlé, Paris. 333 p. Euros : 29,00. ISBN 2 60301326 2

BROWN (R.), FERGUSSON (J.), LAWRENCE (M.) & LEES (D.) 2003.- *Tracks and signs of the Birds of Britain and Europe.* 2$^{nd}$ ed. Christopher Helm, London, 333 p. £. 24,99. ISBN 0 71365382 5.- L'observation et l'étude des oiseaux intéressant un nombre de personnes peut-être plus important que celui d'autres groupes zoologiques, il a semblé utile aux auteurs de réaliser ce document plus spécialement consacré à la gent ailée en complément de ceux publiés sur d'autres taxons de vertébrés. Dans la nature, il est souvent difficile de bien observer certaines espèces aviennes et la reconnaissance, l'identification de leurs traces et indices de présence seront un moyen supplémentaire pour les identifier et une source d'informations pour qui saura les exploiter. Après une première édition en anglais, une seconde édition a été publiée complètement révisée puis traduite en français. Suite à une présentation des methodes de terrain et différentes analyses, les divers chapitres sont consacrés aux types d'indices, aux empreintes et pistes, aux nids et dortoirs, restes de repas, pelotes de rejection, fientes, plumes, crânes... une documentation très fournie que devraient apprécier tout autant les ornithologues confirmés que les debutants. E. B.-H.

BURFIELD (I.) & VAN BOMMEL (F.) 2004 - *Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status.* Birdlife Conservation Series n°12. Birdlife International, Cambridge, U.K. 374 p. Euros: 45,00 - Extrêmement dense, detaillée et documentée, voici la seconde révision (la première datait

de 1994) du statut de conservation de tous les oiseaux européens, du Groenland à l'Oural et du Spitzberg aux Canaries. C'est l'ouvrage de base qui permet de définir les priorités de conservation au niveau européen. Y sont estimées l'importance des populations nicheuses de toutes les espèces dans chacun des pays en 2000 et leur tendance d'évolution dans la décennie 1990-2000. Un ensemble de critères précis, soigneusement définis, permettent d'identifier les espèces prioritaires (SPEC = *species of european conservation concern*) en 5 catégories. Ces critères ont été renforcés par ceux de la Liste Rouge de l'UICN. Sur 524 espèces évaluées, 226 présentent un statut défavorable (contre 195 dans la précédente édition). Quatorze seulement ont vu leur statut s'améliorer, contre 45 pour lesquelles il a empiré. Au total, 61% des 129 espèces, qui avaient diminué fortement entre 1970 et 1990, ont poursuivi leur déclin dans la décennie suivante. En France seule, 116 des 281 nicheurs sont considérés comme menacés au niveau européen. Evidemment, bien des effectifs donnés pour certains pays peuvent être sujets à caution et ces estimations parfois grossières seront sans doute révisées ultérieurement. Elles ont cependant l'avantage de fixer un ordre de grandeur et de susciter des recensements plus précis. Certaines semblent cependant encore très optimistes, de même que la stabilité annoncée de certains statuts (par exemple Locustelle luscinoïde). Les erreurs ou coquilles sont rares malgré l'abondance des données en tableaux et cartes pour autant d'espèces. Citons seulement l'absence de présence de la Bernache à cou roux sur la carte de Bulgarie qui constitue pourtant, d'après le tableau, le plus important pays d'hivernage. La systématique adoptée n'inclut pas encore les dernières espèces reconnues (comme la Fauvette des Baléares et le Pouillot oriental). Le message inquiétant délivré par cet énorme travail de compilation et d'analyse doit être utilisé pour sensibiliser les politiques. Les oiseaux européens subissent des menaces croissantes dues aux changements environnementaux à grande échelle dus pour la plupart aux développements économiques. Ces oiseaux servent d'indicateurs des dangers qui pèsent sur l'ensemble de la biodiversité en Europe et annoncent le caractère de plus en plus illusoire de l'engagement des gouvernements à stopper la perte de la biodiversité en 2010. La prochaine édition des "*Birds in Europe*", prévue pour 2014, permettra de mesurer la réalisation de cette promesse politique. J.-M.T.

ELPHICK (J.) & WOODWARD (J.) 2004. – *Oiseaux*. Larousse, Paris. 224 p. Euros 12,90. ISBN. 2 035604 109. Avec la nouvelle collection "*Nature en poche*", l'éditeur Larousse propose une nouvelle génération pour découvrir la nature en France et en Europe destinée aussi bien aux débutants qu'aux passionnés. Concis et pratique le volume consacré aux oiseaux est un livre de terrain qui traite de 320 espèces présentes dans nos régions à un moment ou un autre de leur cycle vital. Ces espèces sont regroupées en grandes catégories : gallinacés et autres non passereaux, limicoles et échassiers, oiseaux d'eau, oiseaux marins, rapaces nocturnes et diurnes, passereaux. Bien illustré, le livre est un modèle de condensé où malgré un format très compact, beaucoup d'informations sur la répartition géographique, le comportement, le régime alimentaire, la nidification, la voix et les espèces proches sont développées. E.B.-H.

FJELDSÅ (J.) 2004. – *Bird Families of the World. The Grebes-Podicipedidae*. Oxford University Press, Oxford. XVII + 246 p. ISBN 0 19 850064 5.- C'est le spécialiste mondial des grèbes qui a écrit et illustré cette monographie des Podicipedidés. L'auteur travaille depuis 1971 au Musée zoologique de Copenhague et a étudié les grèbes sur presque tous les continents. Ce livre est évidemment plus qu'une synthèse de ses propres travaux. C'est après avoir étudié en détail, le Grèbe esclavon (4 importants articles en 1973) qu'il s'est intéressé aux autres espèces. Cette monographie comporte en fait deux grandes parties : 1) Les généralités (pp. 1-137) : adaptations, morphologie, biogéographie, nutrition, comportement, reproduction, conservation ; 2) (pp. 138-210) : description des espèces. Appendices, glossaire et bibliographie (pp. 221-240), index. Illustré de très nombreux et excellents dessins de l'auteur et de 8 planches en couleurs (4 de photographies et 4 de peintures représentant le plumage nuptial de toutes les espèces et le plumage d'éclipse de 15 d'entre elles. Excellente présentation pour cette remarquable monographie, la douzième d'une série qui en compte actuellement 16. En dehors des ses travaux sur les grèbes et d'autres sujets, J. Fjeldså avait publié en 1977, un *Guide to the young of european precocial Birds*, également illustré se sa main. M.C.

GALVEZ (R.A.), GAVASHELISHVILI (L.) & JAVAKHISHVILI (Z.) 2005. - *Raptors and Owls of Georgia*. Buneba Print Publ., Tbilissi. 128 p. £: 14,99. Distribué par NHBS Environment Bookstore, *www.nhbs.com* - Petit guide bilingue bien fait, présentant l'essentiel de ce qu'il faut savoir pour identifier et trouver les 45 espèces de rapaces diurnes et nocturnes connus de Géorgie (7 000 km² à l'extrémité est de la Mer Noire);

Après une presentation générale (migrations, conservation, statut de toutes les espèces dans chaque réserve, *etc*. ), chaque espèce a droit à une double page avec texte, carte de répartition et plusieurs illustrations en couleurs d'oiseaux en vol et posés, très bonnes (447 au total). On aurait préféré plus de détails sur le statut particulier des espèces en Georgie, plutot que la reprise de généralités sur la biologie, l'habitat, *etc* ... qu'on trouve partout, mais les publications en anglais sur les oiseaux du Caucase sont si rares qu'il ne faut pas manquer celle-ci, édition révisée d'une première version de 2002 à usage local J.-M.T.

Gensbøl (B.) 2005 – *Guide des rapaces diurnes Europe, Afrique du Nord et Moyen Orient* Delachaux et Niestlé, Paris. 403 p Euros : 38,95 - Le guide des rapaces d'Europe du danois Gensbøl, hélas décédé depuis, était déjà l'ouvrage de référence incontournable sur nos rapaces depuis 1993 (version française) Cette nouvelle version enrichie, augmentée, mise à jour, le sera encore plus, tant on ne peut rêver plus d'informations et d'illustrations sous un tel format. Il regroupe en effet les trois grands domaines qui en font bien plus qu'un simple guide de terrain Tout d'abord, 36 pages de présentation générale de la morphologie, biologie, écologie et migrations des rapaces, sans oublier la conservation (malheureusement limitée aux seules menaces). Vient ensuite le cœur de l'ouvrage (182 pages) avec les monographies des 49 espèces (y compris la Bondrée orientale, le Pygargue de Pallas, l'Aigle ibérique ou le Faucon de Barbarie), pour ne pas dire 50 avec la Buse de Russie aux particularités si marquées Cartes de distribution très précises et surtout splendides photographies (gros plans illustrant les détails et différents plumages) agrémentent un texte dense où, à côté de tous les aspects de la biologie (répartition, migrations, habitat, voix, reproduction, nourriture, chasse), l'estimation des effectifs européens est présentée, avec son évolution, pays par pays. Les chiffres sont les plus récents qui étaient disponibles en 2003, publiés ou non, grâce à la participation d'un réseau d'informateurs bien placés. Les estimations et les populations évoluant sans cesse, on trouvera quelques petites différences avec les données à peine plus récentes du "*Birds in Europe*" de *Birdlife International* (2004), qui donne aussi les effectifs pour tous les pays. Vient enfin la partie identification (167 pages) qui n'a finalement pas beaucoup à envier aux guides récents sur les rapaces d'Europe (Forsman 1999, Clark 1999, ce dernier curieusement non cite dans la bibliographie !) Le texte y est très détaillé, les planches en couleurs excellentes (8 à 12 figures par espece et jusqu'à plus de 25) et surtout les comparaisons entre espèces proches y sont spécialement developpees Les références bibliographiques sont plutôt succinctes et les noms de toutes les espèces sont listés en 10 langues. Rassembler ainsi pour un prix modique une synthèse sur l'écologie des rapaces, une monographie de toutes les espèces du Paléarctique occidental et un guide d'identification détaillé est une occasion rare à ne pas manquer, surtout en français, même si on possède déjà la version précédente J.-M.T.

Lohman (M.) 2003 – *Singvögel Die heimischen Arten erkennen und bestimmen*. BLV, Munich. 95 p Euros 7,60 ISBN: 3405 16396 X.- Guide d'identification de 80 espèces de passereaux européens Son originalité réside dans le fait que l'auteur insiste sur l'importance de la voix pour la détermination Dans l'introduction, M Lohman explique le rôle du chant, son évolution et comment le traduire à l'aide de syllabes, procédé qui peut paraître desuet par rapport aux CD, mais fort utile néanmoins malgré ses inconvenients. Deux espèces sont décrites sur chaque double page, ce qui permet de donner des informations assez detaillées En marge, un dessin représentant un comportement, un détail du plumage ou encore, l'aspect en vol En face grandes et excellentes photographies en couleurs En conclusion, un ouvrage pratique qui a toute sa valeur, étant donné que dans les milieux fermés, telles les forêts, on peut dire qu'environ 90 % des observations sont auditives quand les feuilles ont poussé Destiné aux lecteurs d'Europe centrale, ce livre ne décrit que deux pipits une seule hypolaïs, quatre fauvettes, le Pouillot de Bonelli et les pies-grièches sont exclus . Entre autres, M Lohman a également écrit des ouvrages sur la forêt et les arbres (*Darum brauchen wir den Wald*, 1985 et *Bäume und Sträucher* 2005, également chez BLV) Excellente présentation M. C

Norwood (J.). 2004 – *Les Oiseaux du Muséum. Voyages à travers les collections*, Delachaux & Niestlé, Paris. 224 p Euros 39,00 - L'ouvrage de Julien Norwood nous transporte au cœur du Muséum National d'Histoire Naturelle à Paris L'auteur nous invite à l'accompagner dans un voyage captivant. Le lecteur accède ainsi aux coins et recoins les plus secrets de l'édifice, sans manquer d'y respirer l'atmosphère poussiereuse. Cet ouvrage n'est pas du tout conçu comme un catalogue énumérant les collections L'auteur papillonne d une collection à l'autre, notre attention s'arrête alors sur un détail, une étiquette jaunie écrite à la main, une remarque piquante, une vitri-

ne... L'odeur des meubles cirés nous imprègne et on s'étonne de voir reprendre vie ce vieil univers immuable. Même le regard pénétrant des oiseaux naturalisés ne nous laisse pas indifférents. Julien NORWOOD dessine depuis l'âge de 7 ans. A 18 ans, il a commencé à dessiner et à peindre régulièrement dans notre cher Muséum. Les oiseaux n'ont guère de secrets pour lui et chaque spécimen est prétexte à une anecdote. Sans les célèbres ornithologues qui capturaient les oiseaux au cours de leurs voyages en vue de les ramener, cette riche et unique collection n'aurait jamais pu se constituer. Les aventures de la gent ailée sont abondamment relatées. Comment un oiseau, calé à l'intérieur d'une tige de bambou ou emballé dans du papier journal, "a survécu" à l'expédition et put garder la splendeur de son plumage grâce au degré d'humidité idéal d'une caisse enrobée de poix. L'auteur réussit à nous faire vivre toutes les aventures. On peut ainsi mieux comprendre les procédés d'autrefois et les différentes étapes pour aboutir finalement à la taxidermie moderne. Ce livre porte un nouveau regard sur le Muséum National d'Histoire Naturelle, qui est beaucoup plus qu'un musée vieillot ou un magasin de curiosités riche de 125 000 spécimens d'oiseaux et dont on a récemment ravalé les façades. *Les Oiseaux du Muséum* est à la fois un magnifique album et l'histoire passionnante d'une des collections les plus importantes du monde ainsi qu'un hommage à un musée. Julien NORWOOD est notre guide tout au long de cette balade d'où l'on revient émerveillé mais non sans un certain sentiment de culpabilité. En effet, du fait de l'homme, quelques espèces représentées ont depuis longtemps disparu du globe. W. B.

RALPH (C.J.) & DUNNE (E.H.) (Eds.) 2004. – *Monitoring bird populations using mist nets. Studies in Avian Biology* n° 29. Cooper Ornithological Society, Camarillo, California. VII + 211 p. $. 23,00. ISBN. 0-943610-61-3.- En 1993 une conférence fut organisée en Californie pour faire le point sur l'emploi des captures avec filets japonais afin d'estimer l'évolution des populations de passereaux. L'objectif était de confronter des expériences et de faire des recommandations pour que les résultats soient probants et comparables. 46 auteurs (dont deux allemands et un français) ont rédigé les exposés (mis à jour en 2003), auxquels ont été ajoutés des textes plus récents. D'emblée les éditeurs rappellent l'intérêt du procédé et en signalent les limites. Quatre sections : captures en période de reproduction, en dehors de cette période, considérations générales, recommandations. Bibliographie générale. En ce qui concerne l'Europe, on notera le bilan du programme intitulé Mettnau Reit-Illmitz entrepris en Allemagne dès 1974 après 2 années préliminaires, et complété à la station de Rybatchi (anciennement Rossitten) et dans le delta de l'Ebre (au total, environ 400 000 passereaux capturés) (P. BERTHOLD et A. KAISER). Il a surtout montré l'évolution des populations des migrateurs au long cours. Ce genre d'études doit durer au moins 15 à 20 ans. D'autres travaux (à l'image du Programme STOC du C.R.B.P.O. en France), concernent le Canada, les Etats-Unis et Porto-Rico. Les recommandations sont relatives au choix du sujet et des sites, au nombre et aux caractéristiques des filets, aux périodes de travail, au niveau de connaissances des bagueurs et aux mensurations à prendre. M. C.

ROUXEL (R.) & CZAJKOWSKI (M. A.) 2005. – *Le Pigeon ramier*. SPAP, Lourdes. 209 p. Euros 20,00. A commander à OMPO, 5 avenue des chasseurs, 75017 Paris. – Rares sont les espèces de notre avifaune qui ont bénéficié d'une monographie en Français, plus rares encore celles qui ont été traitées dans plusieurs. Le Pigeon ramier est de celles-là. Après l'ouvrage bien connu et apprécié de A. JEAN (*Les palombes. Histoire naturelle d'une migration*), voici une synthèse très complète, traitant des mouvements migratoires, mais aussi de la systématique, de la biologie, de la reproduction, de l'écologie, du suivi et de la gestion des populations et de l'avenir de l'espèce. Pour vous donner une idée de l'importance de ce travail, la description de l'espèce et les critères permettant de déterminer le sexe et l'âge occupent 16 pages ! Les modalités des mouvements migratoires sont décrites en détail, prenant en compte aussi bien les populations du Sud-Ouest de l'Europe que celles des Républiques baltes par exemple. Elles occupent 26 pages ! Le problème des prélèvements cynégétiques n'est pas éludé (la France arrivant largement en tête !). Dans leur conclusion, les auteurs tracent des pistes pour un meilleur suivi de l'espèce, tant en période de reproduction qu'en période inter nuptiale. Les 16 pages de bibliographie qui terminent le volume montrent le sérieux de ce travail qui est sans aucun doute le plus complet publié sur le Pigeon ramier à ce jour, d'autant plus qu'un grand nombre de travaux d'Europe centrale, peu connus chez nous, ont été analysés. Il est dommage que les nombreuses photos qui illustrent cet ouvrage ne soient pas à la hauteur du texte, surtout à l'heure actuelle ! Autre reproche, concernant l'état des populations françaises, les données du programme STOC (C.R.B.P.O.) utilisées ne sont pas les plus récentes. Un ouvrage à recommander toutefois à tous ceux qui s'intéressent de près ou de loin à cette espèce phare, c'est-à-dire à tous les ornithologues. G. O.

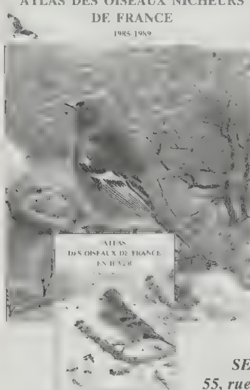
SHIRIHAI (H.), YOSEF (R.), KIRWAN (G. M.) & SPAAR (R.) 2000.– *Raptor migration in Israel and the Middle East. A summary of 30 years of field research.* International Birding and Research Center in Eilat, Eilat/ Israel Ornithological Center. 191 p. $ 50,00.- Ce livre présente les résultats de 27 années de suivi de la migration des rapaces au Moyen-Orient, avec des informations plus precises sur les populations transitant par Israel. Chacune des 43 espèces de rapaces effectuant ses migrations par cette région fait l'objet d'un chapitre, dont la longueur est proportionnelle aux informations disponibles (par exemple une page pour la Buse pattue, sept pour la Bondrée apivore ou l'Aigle des steppes). Pour les espèces les plus abondantes, on trouvera des informations sur les voies de passage empruntées au printemps et en automne (avec des cartes des voies empruntées en Israel), la phénologie des passages printanier et automnal, et des commentaires sur l'évolution des effectifs comptés et le statut de conservation. On peut regretter le peu d'informations relatives au baguage et aux reprises d'oiseaux bagués en Israël, dans le Paléarctique, et on peut être surpris du peu d'informations fournies par les comptages israéliens pour évaluer précisément les tendances d'évolution des populations migratrices, car les variations inter-annuelles d'effectifs comptés peuvent être très importantes, peut être en raison de conditions climatiques ponctuelles. Seul le cas du déclin de l'Aigle des steppes paraît convaincant. Ce livre n'en reste pas moins une excellent ouvrage pour celui qui s'intéresse de près aux migrations des rapaces, notamment parce que cette région géographique reste un site majeur de concentration de rapaces en migration, au monde. F. J.

ŠVAŽAS (S.), MEISSNER (W.), SEREBRYAKOV (V.), KOZULIN (A.) & GRISHANOV (G.) Eds 2001.– *Changes of wintering sites of waterfowl in eastern and central Europe.* OMPO Vilnius, Lithuanie. OMPO Special publication. 149 p. ISBN : 9986 759 20 X - Résultats du programme d'étude international soutenu par l'OMPO, auquel ont participé des ornithologues de Lituanie, Pologne, Ukraine, Belarus et de la région de Kaliningrad (Russie). Objectif : rassembler les informations sur les changements survenus dans l'occupation des sites d'hivernage des oiseaux d'eau résultant d'une série d'hivers doux et des activités humaines (aménagements, pollutions, création de réservoirs). Les populations hivernantes ont été observées au cours de périodes différentes selon les pays (exemples : 1967-2000 pour la Belarus, 1985-2000 en Pologne, *etc*). En Ukraine, de gigantesques réservoirs ont été créés, notamment sur le Dniepr. Analyse détaillée par espèce (résultats des baguages, tendances, *etc*). Conclusions : le nombre des espèces hivernantes a augmenté ainsi que celui de leurs représentants ; de nouveaux sites d'hivernage ont été occupés, quelques espèces sont devenues sédentaires localement ; enfin, les distances parcourues par d'autres ont été raccourcies. M. C.

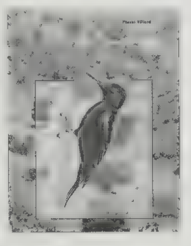
UETA (M.), MCGRADY (M. J.) (Eds) 2000.– *First Symposium on Steller's and White-tailed Sea Eagles in East Asia.* Proceedings of the International Workshop and Symposium in Tokyo and Hokkaido, 9-15 February 1999. Wild Bird Society of Japan, Tokyo. IV + 127 p. - Textes des communications présentées au cours de la première conférence sur les Pygargues de Steller et à queue blanche en Extrême-Orient, en fait presque uniquement sur le premier car le second n'est cité que dans deux articles sur l'intoxication par le plomb et d'autres substances polluantes. Les auteurs russes, japonais et américains ont traité la morphologie et la biologie du Pygargue de Steller (croissance, habitat, régime alimentaire, déplacements des jeunes et des immatures), la contamination par les pesticides à Hokkaido et le statut actuel. Il s'agit d'une espèce peu étudiée car elle vit dans des régions d'accès difficile. La population totale était estimée à environ 7000 individus selon un recensement effectué en 1986 et il y aurait actuellement 560 oiseaux sur Sakhaline. En appendice, bibliographie du Pygargue de Steller et liste des marques alaires colorées fixées sur les deux espèces de pygargues dans l'Extrême Orient russe. M. C.

WALLACE ARENDT (W. J.), FAABORG (J.), WAKKACE (G. E.) & GARRIDO (O. H.) 2004.– *Biometrics of birds throughout the Greater Carribean Basin.* Proceedings of the Western Foundation of Vertebrate Biology, 8(1), Camarillo, California 93012. VIII + 33p. et un CD. $. 25.00.- ISSN : 0511-7550.- Neuf mesures ont été prises sur des oiseaux sédentaires ou migrateurs bagués au cours des cinquante dernières années dans la région caraïbe (une trentaine d'îles mais surtout Porto Rico). Au total, près de 30000 oiseaux de 276 espèces et 15 ordres. Ces mensurations ont été effectuées par de nombreux ornithologues. Cette publication en donne les résultats sur le CD annexé à la brochure de présentation. Celle-ci décrit la méthodologie, les sites de baguage et donne la bibliographie (pp. 8-27) des travaux réalisés dans la région. Mesures prises : masse, aile, bec (4 mesures), tarse, rectrice centrale et en général, neuvième rémige primaire, soit l'antépénultième. M. C.




- Atlas des Oiseaux nicheurs de France **53,40** € (+ 8 € port)
- Atlas des Oiseaux de France en hiver **53,40** € (+ 8 € port)
- Lot des 2 atlas **99,10** € (+ 10 € port)
- Pic de la Guadeloupe **24,4** € (+ 4,50 € port)
- Oiseaux de Camargue **19,80** € (+ 4,50 € port)



***A commander à :***
***SEOF-MNHN Case postale 51***
***55, rue Buffon, F-75231 Paris cedex 05***

## ANCIENS FASCICULES *ALAUDA*

**La Société d'Études Ornithologiques dispose encore d'anciens fascicules des années 1929 à 2004.**

Le prix de chaque fascicule est de :

*Remise sur quantité à partir de 5 fascicules*

- Pour les années antérieures à 1950 14 € ou 11 € (*)
- Pour les années 1950 à 1979 12 € ou 8 € (*)
- Pour les années 1980 et suivantes 10 € ou 8 € (*)
- Pour les numéros 1987 à 2004 (4) 15 € ou 8 € (*)
- Pour les numéros 2000 (3), 2001 (1) 23 € ou 20 € (*)

(*) Prix pour les sociétaires à jour de leur cotisation



# TABLE DES MATIÈRES 2005

ARTICLES, NOTES & TRIBUNES*

# CONTENTS

LXXIII. — 4. 2005



## NOTES





# SOCIÉTÉ D'ÉTUDES ORNITHOLOGIQUES DE FRANCE

**S.E.O.F. (Association de loi 1901) SIRET : 39838849600018 - APE 7317**
**http.//www.mnhn.fr/assoc/seof/**

**Siège social et bibliothèque**
Muséum National d'Histoire Naturelle, Case postale 51, 55 rue Buffon, F-75231 Paris cedex 05.
seof@mnhn.fr - Tél. 01 40 79 38 34 - 01 40 79 48 51



La Société d'Études Ornithologiques de France accueille les données scientifiques rassemblées par des ornithologues professionnels ou amateurs et assure après validation, leur publication à destination du plus grand nombre. Elle organise et coordonne des enquêtes, suscite et oriente des travaux d'études et de recherche. Elle se tient prête à tout moment pour répondre à des demandes de collaboration nationales ou internationales. En partenariat avec les associations régionales, elle met à la disposition de tous sa riche bibliothèque et répond aux demandes de renseignements et de fourniture de photocopies sur place ou encore par courrier postal et courriers électroniques. Outre la publication d'une revue scientifique trimestrielle *Alauda*, d'audience internationale, elle a déjà développé l'édition de monographies d'espèces, de livres thématiques, de faunes nationales ou régionales, et participé aussi en partenariat à l'édition aussi de bibliographies nationales ou encore du "Livre rouge" sur les espèces menacées. Son expérience éditoriale est mise à la disposition des particuliers ou des structures associatives pour aider à la publication d'ouvrages scientifiques, de disques-compacts et d'actes de colloques nationaux ou régionaux.

**Adhésion ou abonnement** : Tout sympathisant avec la S.E.O.F., de nationalité française ou étrangère, peut adhérer à l'association, devenir sociétaire, participer à ses activités, bénéficier de prix spéciaux et recevoir les quatre fascicules annuels de la revue *Alauda*. Toute personne morale (Association, Institution…) pourra souscrire un simple abonnement qui lui permettra de recevoir la seule revue.

**BULLETIN D'ADHÉSION A LA SEOF OU D'ABONNEMENT SEUL À ALAUDA**
**(Retourner à SEOF/Alauda, MNHN – 4, avenue du Petit Château F-91800 Brunoy)**

**France : Sociétaires (Particuliers sans reçu) 2006** (Adhésion SEOF + service de la revue *Alauda*) ............ **39 €**
**France : Particuliers souhaitant un reçu 2006** (Adhésion SEOF + service de la revue *Alauda*) ............... **43 €**
**France : Jeunes moins de 20 ans (joindre justificatif) 2006** (Adhésion SEOF + service de la revue *Alauda*)..... **31 €**
**France : Organismes (Associations, musées…) 2006** (Service seul de la revue *Alauda*) ........................ **43 €**

**Etranger : Sociétaires (Particuliers) 2006** (Adhésion SEOF + service de la revue *Alauda*) ..................... **43 €**
**Etranger : Organismes (Associations, musées…) 2006** (Service seul de la revue *Alauda*)......................... **49 €**

**CCP : 3 739 245 M La Source – VAT FR7939838849600018**
**Tous les règlements doivent être effectués au nom de la SOCIÉTÉ D'ÉTUDES ORNITHOLOGIQUES DE FRANCE. Les paiements de l'étranger sont obligatoirement réglés par Carte Visa, mandat international ou chèque bancaire libellé en euros et payable en France.**
LES EUROCHÈQUES NE SONT PAS ACCEPTÉS.

## NOTES